

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Vliv druhového složení a prostorové struktury urbánní
zeleně na biodiverzitu**

Diplomová práce

Bc. Petra Kloubcová

Školitel: RNDr. Tomáš Kučera, Ph.D.
Konzultant: RNDr. Petr Veselý, Ph.D.

České Budějovice 2015

Kloubcová, P., 2015: Vliv druhového složení a prostorové struktury urbánní zeleně na biodiverzitu. [The impact of species composition and spatial structure of urban green spaces on biodiversity. Mgr. Thesis, in Czech.] – 82 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

V této práci byla podrobně zkoumána avifauna ve městě, konkrétně vliv struktury městské zeleně na diverzitu ptačích druhů. Studie byla prováděna v malém lázeňském městě. Byl zkoumán vliv městského gradientu, hustoty zástavby a druhové a prostorové struktury vegetace na složení avifauny. Také bylo zjišťováno, jaký sociální benefit pro obyvatele a návštěvníky lázeňského města představuje ptačí zpěv. Druhá část práce se zabývá městskou zelení z hlediska kladného vlivu na lidský blahobyt. Průzkum je aplikován na zámecké parky, a to především z hlediska spokojenosti návštěvníků, jejich schopnosti vnímat diverzitu, jejich preferencí a hodnocení prvků v daném parku.

Annotation:

In this thesis, avifauna in a town has been determined in detail, particularly the influence of the structure of urban green spaces on diversity of bird species. The study was conducted in a small spa town. We examined the influence of urban-rural gradient, density of buildings, and species composition and spatial structure of vegetation on the composition of the avifauna. We also assessed what social benefit for residents and visitors of the spa town comes from birdsong. The second part of this thesis deals with urban greenery in terms of positive impact on human well-being. The survey is applied to the chateau parks, especially visitor's satisfaction, their ability to perceive diversity, their preferences, and evaluation of elements in the park.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala 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 podobě 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.

V Českých Budějovicích, 23. 4. 2015

Petra Kloubcová

Vyjádření o autorském podílu:

Podíl na prvním rukopisu: sběr dat o dřevinách v terénu, sběr environmentálních dat, třetinový podíl na tvorbě textu, statistické analýzy (rozklad variability a PCA ordinace). Rukopis je poslán do Biodiversity & Conservation.

Podíl na druhém rukopisu: třetinový podíl na sběru dotazníků (Třeboň), zpracování dat analýzou variance, většinová tvorba textu.

Poděkování:

Ráda bych poděkovala především svému školiteli RNDr. Tomáši Kučerovi, Ph.D., za několikaletou spolupráci, nekonečnou trpělivost, pomoc a čas, dále pak konzultantovi RNDr. Petrovi Veselému, Ph.D., za významný podíl na výzkumu, ostatním spoluautorům rukopisů a v neposlední řadě mým rodičům za nejen odbornou pomoc.

Obsah:

1. Úvod	1
2. Vliv vegetace na diverzitu ptáků na příkladu lázeňského města	3
2.1. Rešerše	3
2.1.1. Zelená infrastruktura	3
2.1.1.1. Parky	4
2.1.1.2. Zahrady	4
2.1.1.3. Staré stromy	4
2.1.2. Ekologický význam vegetace ve městech	5
2.1.2.1. Chlazení	5
2.1.2.2. Biologický význam obecně	6
2.1.2.3. Význam městské zeleně pro další skupiny živočichů	7
2.1.2.4. Avifauna jako vhodná monitorovací skupina	8
2.1.3. Obecná doporučení pro management zeleně ve městech	11
2.1.4. Shrnutí	12
3. Sociální benefity městské zeleně pro lidský blahobyť	14
3.1. Rešerše	14
3.1.1. Sociální význam	14
3.1.1.1. Psychobenefity	14
3.1.1.2. Uzdravování	15
3.1.1.3. Lidský blahobyť	15
3.1.2. Vnímání a vliv biodiverzity na lidský blahobyť	16
3.1.3. Znalost přírody	17
3.1.4. Shrnutí	18
4. Závěr	20
5. Použitá literatura	21
6. Přílohy	25
6.1. První rukopis	25
6.2. Druhý rukopis	63

1. Úvod

Trendem posledních desetiletí je přesun lidské populace do měst. V literatuře (např. Douglas & James 2014) se uvádí, že v městském prostředí dnes žije více než polovina lidské populace, navíc neustálé rozšiřování měst je velmi rychlé, podle některých předpokladů bude ve městech (v rozvojových zemích) v roce 2030 žít až 80 % obyvatel. Města sice pokrývají poměrně malou část zemského povrchu (celosvětově asi 4 %), ale jejich ekologická stopa daleko přesahuje jejich hranice a řídí změny životního prostředí od lokálního až po globální měřítko (Goddard et al. 2009).

Mezi mnoha lidskými činnostmi, které způsobují poškození a dokonce ztráty stanovišť, je urbanizace jednou z těch, jejichž dopady jsou nejhorší, neboť způsobuje rozsáhlé změny v globální distribuci organismů (Chapin et al. 2000) a úbytek až vymírání velkého množství původních druhů (McKinney 2002). Tento prudký pokles biodiverzity má velmi negativní ekologické následky, například změnu ekosystémových procesů, a tím pádem i pokles odolnosti ekosystémů vůči změnám životního prostředí (Chapin et al. 2000). Vysoký podíl zástavby způsobuje zvyšování teploty vzduchu, na změnu atmosférické chemie navazují změny koloběhů živin, růstu rostlin, je ovlivňována hydrologie povodí, zvyšuje se hluk, dochází k posunům v trofické struktuře a dynamice potravních sítí, samozřejmě sem patří i problematika zavlečení exotických druhů a následné potlačení druhů domácích apod. (Goddard et al. 2009). Změny, ke kterým následkem urbanizace dochází, nejsou uniformní v rámci celého města, naopak je prokázáno, že se objevují podél gradientu od rurálních oblastí směrem do centra (Pauleit & Breuste 2011). Navíc urbanizace je dlouhodobým procesem a trvalou změnou, na rozdíl od jiných lidských zásahů, jako jsou těžba nebo zemědělství, jejichž následná obnova je reálnější a jednodušší (McKinney 2002).

Intenzita urbanizace a koncentrace populace ve městech samozřejmě způsobuje to, že čím dál více lidí se stává čím dál více izolovanými od přírody. Zde je proto potřeba podtrhnout obrovský význam městské zeleně, která je pro mnohé obyvatele města jedinou příležitostí pro denní kontakt s přírodou a má měřitelné účinky – fyzické i psychické přínosy (Fuller et al. 2007), neboť lidský blahobyt je kladně ovlivňován interakcí s přírodou a pobytem v ní (Dallimier et al. 2012). Lidé reagují pozitivně jak na vyšší rozmanitost druhů, tak na početnost jednotlivých

taxonomických skupin. Obecně jsou lidmi nejvíce vnímány statické složky biodiverzity (vegetace), na druhém místě jsou pak ptáci (Fuller et al. 2007).

Urbanizace se dá do jisté míry sloučit se zachováním biologické rozmanitosti, je však třeba chránit městské zelené plochy a poskytnout jim vhodný management, který umožní jejich udržení a poskytne útočiště mnoha druhům. Krajinná ekologie v městském prostředí by měla ideálně fungovat na bázi interdisciplinárního přístupu, který pokládá městskou krajinu za socioekologický systém, ve kterém je integrován člověk se životním prostředím.

Tato diplomová práce sestává ze dvou rukopisů, které se snaží postihnout integraci člověka s městskou zelení. První studie se zabývá zjišťováním vztahů mezi funkčním a prostorovým uspořádáním městské zeleně a diverzitou ptačích společenstev, na příkladu malého lázeňského města.

Druhá část je věnována hledání pozitivních účinků zeleně na percepci člověka. Jako konkrétní zelené plochy byly vybrány parky, neboť jsou cíleně navštěvované, můžeme tedy testovat, jaký mají jednotlivé elementy relativní vliv a zda vedou/nevedou ke spokojenosti návštěvníka. Navíc parky jsou považovány za velice vhodná stanoviště pro mnoho druhů rostlin a živočichů a tedy pro zachování biologické rozmanitosti. Výběr byl zúžen pouze na zámecké parky, tedy místa, kde se jak přírodní, tak historické hodnoty střetávají s očekáváním návštěvníků. Zámecké parky obecně se nacházejí v těsné blízkosti šlechtických sídel a už od dob jejich zakládání sloužily jako místo pro reprezentaci a příjemné trávení volného času. Cílem práce bylo především zjistit, jak jsou lidé schopni vnímat biodiverzitu, jak hodnotí estetickou a přírodní hodnotu této krajiny a jaký má na ně pobyt v tomto prostředí dopad.

2. Vliv vegetace na diverzitu ptáků na příkladu lázeňského města

2.1. Rešerše

2.1.1. Zelená infrastruktura

Přírodní infrastrukturu města můžeme rozdělit na zelenou, kam patří veškerá městská zeleň, a modrou infrastrukturu, do které řadíme vodní plochy a vodní prvky. Do zelených prostor ve městech patří především městské parky, zahrady, uliční zeleň, trávničky, zeleň zástaveb (dvory), městské a příměstské lesy. Můžeme sem ale dále zařadit i hřbitovy, golfové hřiště, rumišťe a opuštěné plochy, nebo například tzv. „greenbelts“ – soustředné pásy zeleně (Dallimier et al. 2012).

Funkce městské zeleně se rozdělují do dvou hlavních skupin – ekologické a sociální. Mezi ekologické funkce řadíme funkci klimatickou (snižování znečištění ovzduší, snižování teploty, zvyšování vlhkosti ovzduší, regulace mikroklimatu), funkci hydrickou (rozložení povrchového odtoku v čase, apod.), funkci edafickou (ochrana proti erozi a také zvyšování kvality půdy), funkci fyto biologickou, zoobiotickou a přírodoochrannou. Městská zeleň je také důležitá pro poskytování ekosystémových služeb (Tratalos et al. 2007), tedy benefitů, které ekosystémy lidem poskytují. Lamarque et al. (2011) řadí do nejdůležitějších ekosystémových služeb estetiku, rekreaci, zachování druhové rozmanitosti a například stabilitu půdy. Mezi sociální funkce pak patří funkce rekreační, hygienické, estetické, psychologické a ekonomické.

Městská vegetace je v rámci každého města rozprostřena nerovnoměrně. Dřevinný i krajinný pokryv na veřejné i soukromé půdě je ovlivňován mírou zástavby prostředí, sociodemografickými faktory i členěním městských čtvrtí (Phama et al. 2013). Je prokázáno, že i přes jistou izolovanost od okolní přirozené krajiny a i přes značné lidské vlivy má vegetace ve městech úzkou návaznost na okolní přírodní prostředí – je formována stejnými klimatickými faktory (Ramage et al. 2013), jako prostředí města obklopující zvenčí.

Městská zeleň je stejně jako téměř každý jiný kus přírody v ohrožení. Logicky nejvíce znatelný a destruktivní je vliv člověka, který ohrožuje zeleň znečištěním, zástavbou a vandalismem. To způsobuje zmenšování, izolovanost a fragmentaci zelených ploch. Na druhou

stranu je tento biotop samozřejmě předmětem ochrany, dále také probíhá začleňování městské zeleně do územních plánů (u nás např. v rámci městského ÚSESu).

2.1.1.1. Parky

Městské parky tvoří významnou část městských zelených prostor, plní především rekreační a estetickou funkci. Jsou definovány jako vymezené městské otevřené prostory s dominující vegetací a vodními prvky, obvykle vyhrazeny pro veřejné využití. Jsou často větší než ostatní městské zelené plochy, mohou ale mít i menší, ostrůvkovitý charakter. Parky jako jeden konkrétní typ městské zeleně tvoří zejména důležitý „hotspot“ biodiverzity (Nielsen et al. 2014).

2.1.1.2. Zahrady

Vedle parků je důležité všimnout si významu soukromých zahrad, které tvoří jednu ze složek městské zeleně, v mnoha městech dokonce mohou být i složkou jedinou. Zahrady poskytují značné benefity pro biologickou rozmanitost, protože tvoří vzájemně propojenou síť zeleně a mohou výrazně zmírnit škodlivé dopady urbanizace. Zahrady jsou významnými stanovišti samy o sobě, ale zároveň pomáhají zlepšit propojenost ostatních městských zelených prostor – fungují jako koridory (Goddard et al. 2009). V některých městech tvoří většinu městské zeleně stromy, které se nacházejí na soukromých pozemcích, ovšem jejich stín často padá na veřejná místa, tudíž poskytuje ekosystémové služby veřejnosti (Mincey et al. 2013).

2.1.1.3. Staré stromy

Staré stromy hrají speciální ekologické, historické a krajinné role (nejen) ve městech (Jim & Zhang 2013). Například studie zaměřené na vztah stáří parku a rozmanitosti ptáků se bez výjimky shodují, že přítomnost starých stromů v parcích podporuje diverzitu ptáků, protože umožňuje existenci druhům se specifickými požadavky na stanoviště (např. Nielsen et al. 2014). Staré stromy, mnohdy dutinové, slouží nejen jako útočiště mnoha ptačích druhů, ale i druhů saproxylického hmyzu – např. páchníka hnědého (Carpaneto et al. 2010). Přesto se v této problematice mnohdy setkáváme s nesouhlasem a nepochopením veřejnosti, staré stromy (více pak i mrtvé dřevo – také velice důležitá složka daného habitatu) někdy bývají vnímány záporně, a to jak z estetického hlediska, tak z hlediska bezpečnosti. Ochrana biodiverzity by měla

zahrnovat péči o staré stromy v městských oblastech, stejně tak jako o stromy dutinové a mrtvé dřevo, podpora veřejnosti by se měla dát získat pomocí lepší informovanosti – je velice důležité, aby si veřejnost měla možnost uvědomit obrovský význam starých stromů pro zachování biodiverzity, například pomocí informačních tabulí. Poté by již nemělo být tak těžké kombinovat rekreační a kulturní hodnoty městských parků s hodnotami ekologickými.

2.1.2. Ekologický význam vegetace ve městech

2.1.2.1. Chlazení

Změny přírodního a městského prostředí vedly v posledních desetiletích k významným změnám lokálních mikroklimatických podmínek. Nadměrné přehřívání měst způsobené hustou zástavbou vede k ostrovnímu tepelnému efektu. V literatuře se objevují doklady o různých intenzitách tohoto jevu, od zvýšení teploty o 0,6 °C až po zvýšení o 12 °C (Vidrih & Medved 2013). Tepelný efekt města zvyšuje spotřebu energie pro chlazení a způsobuje v městském prostředí nižší tepelnou pohodu. Nejúčinnějším zmírněním efektu je snížení vstřebávání slunečního záření (vytvořením stínu), k čemuž jsou potřeba prvky s vyšším albedem a prvky, které chladí pomocí odpařování – obě tyto podmínky splňuje právě integrace zelených ploch. Vzniká tak „park coolong island“, definovaný především pro extrémní letní dny. Různé studie potvrdily hypotézu, že plochy zeleně patří k nejchladnějším místům ve městech. Chen a Wong (2006) uvádějí místní chladicí účinek parků až 8,2 °C, Vidrih & Medved (2013) ho odhadli na 4,8 °C. Chladicí účinek zelené plochy značně závisí na hustotě a velikosti stromů. Optimální hustota výsadby pro ochlazení je vypočítána na 45 stromů na hektar, věk ideálně okolo 50 let. Zvýšením vegetačního pokryvu půdy z 10 % na 70 % se účinek zvýší z 0,5 na 3,6 °C. Vzhledem ke zvýšenému latentnímu tepelnému toku z evapotranspirace, se zvyšuje průměrná denní relativní vlhkost o 12 % (Vidrih & Medved 2013).

Například některá města v Číně, tedy v zemi s největším měřítkem urbanizace na světě, zaznamenávají neustálé zvyšování teploty vzduchu, teplota ve městech často přesahuje 40 °C. Městská zeleň je proto pro zdejší obyvatele velice důležitá, delší a časté návštěvy zeleně přinášejí významné zlepšení fyzických a psychických stránek lidského života (Zhang et al. 2013).

2.1.2.2. Biologický význam obecně

Hodnota historických starých parků nebo zámeckých zahrad jako kulturního dědictví je vcelku jasná, ovšem jejich význam pro zachování biologické rozmanitosti je často trochu opomíjen (Löhmus & Liira 2013). Ochrana stanovišť pro zachování biodiverzity se tradičně týká spíše velkých, biologicky rozmanitých a především relativně nedotčených přírodních stanovišť a ekosystémů (Lovell a Johnston 2009). V posledních desetiletích ovšem narůstá zájem o městskou biodiverzitu a význam městských „přírodních“ habitatů, například parky se vyznačují vysokou úrovní rozmanitosti stanovišť a heterogenitou mikrostanovišť. Vzhledem k tomu, že rozmanitost živočichů a rostlin má tendenci korelovat s komplexitou stanovišť a s diverzitou zeleně, městské parky mohou mít velice pozitivní dopad na biologickou rozmanitost, i když jejich hlavním účel je rekreační (Nielsen et al. 2014). Navíc posílení biologické rozmanitosti v městských ekosystémech může mít pozitivní vliv nejenom na kvalitu života (Fuller et al. 2007), ale i na výchovu obyvatel měst k ochraně zeleně (Savard et al. 2000). Obecně jsou městské zelené oblasti poměrně bohaté na rostlinné druhy, a i když obsahují vysoký podíl nepůvodních druhů, často v nich nalezneme i mnoho druhů ohrožených (Schmidt et al. 2013).

Co se týká živočišné říše, u všech zkoumaných skupin druhů bylo prokázáno, že parky jsou pro ně velmi vhodným útočištěm. Obzvláště dobře byli prostudováni ptáci. Rozmanitost přírodních stanovišť a heterogenita mikrohabitatů obsažená zejména ve větších a starších parcích je nejvíce rozhodujícím faktorem pro celkovou druhovou bohatost a složení (Nielsen et al. 2014), významnou roli také hraje různověkost stromů, proto se parky staly domovem pro určité druhy, které se stávají čím dál vzácnějšími v klasických komerčních lesích. Löhmus & Liira (2013) uvádějí, že park může předčít dokonce některé lesy v několika jednotlivých strukturálních charakteristikách, a může tak být pro ochranu přírody velice cenný. Ukázalo se, že strukturální a funkční složitost, která splňuje specifické požadavky různých taxonů, může být využita jako účinný prostředek, jak nepřímo zhodnotit kvalitu stanoviště a jeho biologickou rozmanitost. Jednou z příčin vysoké kvality parků je jejich složení – dominují zde listnaté opadavé dřeviny, a to je hlavní předpoklad pro optimální sezónní dynamiku (intenzita světla v podrostu, vytváření vhodných mikroklimatických podmínek pro lesní druhy, apod.). Další výhodou je, že tyto stromy jsou často staré (což v obhospodařovaných lesích často již nenajdeme), čímž je jejich význam

nedocenitelný. Naopak nevýhodou parků oproti lesům může být nedostatek mrtvého dřeva, vzhledem k jejich specifickému managementu (Lõhmus & Liira 2013).

Jednou z hlavních výzev ochrany biodiverzity je omezit další degradaci a ztrátu vysoce kvalitních stanovišť. Naštěstí dnes existuje stále větší povědomí o biologických přínosech parků a městské zeleně celkově, a tím pádem jejich možné využití v ochraně a podpoře biodiverzity (Nielsen et al. 2014). Hlavním faktorem, který někdy omezuje parky stát se významným místem pro zachování biologické rozmanitosti, jsou požadavky veřejnosti na rekreační využití a bezpečnost. Strukturální zjednodušení totiž vede ke snížení biodiverzity, například zmenšováním plochy keřového patra jako příznivého stanoviště ptáků a malých zvířat (Lõhmus & Liira 2013), stejně tak jako kácení starých stromů z důvodu rizika ohrožení bezpečnosti (Carpaneto et al. 2010) apod.

2.1.2.3. Význam městské zeleně pro další skupiny živočichů

Ačkoli urbanizace obecně vede k poklesu biodiverzity, jsou případy taxonů, které mohou dosáhnout vysoké hustoty právě v městských stanovištích. Například, městské parky v San Franciscu podporují vyšší průměrné abundance čmeláků (*Bombus* spp.), než dva jiné parky mimo městské hranice (Goddard et al. 2009). Populace běžné žáby *Rana temporaria* ve Velké Británii zaznamenaly pokles ve venkovských oblastech, ale zvyšují se jejich počty v městských parcích a zahradách. Toto je ale spíše jen ojedinělé, ve většině ostatních případů je abundance i diverzita živočichů ovlivněna množstvím a kvalitou dostupné vegetace. Tato korelace se objevuje jak v zahradním, tak v krajinném měřítku, třeba na příkladu studie diverzity bezobratlých v zahradách (Smith et al. 2006). Významnou roli pro výskyt mobilních organismů hrají biokoridory (Vergnes et al. 2012), neboli krajinné prvky, které předcházejí negativním dopadům fragmentace. Každý druh má rozdílnou odpověď na strukturu krajiny a rozdílnou schopnost rozptylu a na základě této schopnosti a propojenosti okolního prostředí se odráží abundance jednotlivých druhů. Například brouci, jakožto méně mobilní organismy, jsou více citliví na zvýšení fragmentace biotopu, jejich pohyb z okraje města směrem do městské krajiny, a to i v rámci městských stanovišť obecně, je poměrně obtížný. Ptáci, jako mobilnější živočichové, se zdají být více citliví na kolísání struktury vegetace směrem z příměstských oblastí do center, což může ovlivňovat jejich schopnost udržet své populace v městském prostředí, nicméně i

v rámci ptáků lze nalézt druhy, které mají menší mobilitu a jejich populace silně reagují na fragmentaci zeleně. Dále byla také zkoumána závislost výskytu malých savců na urbanizaci, studie prokázaly, že tyto taxony jsou citlivé na lokální disturbance ve městech (Croci et al. 2008). Každopádně koridory mají velký význam pro zlepšení biodiverzity, zvláště v hodně fragmentovaných krajinách (spojují městskou zeleň a zvyšují rozšíření druhů ve městech), a to je třeba brát v úvahu při plánování vhodného managementu.

2.1.2.4. Avifauna jako vhodná monitorovací skupina

Problematika ekologie volně žijících živočichů obývajících města má široký kontext, jedná se o záležitost zasahující do více odvětví ekologie, jak teoretické, tak aplikované. Urbanizovaná krajina jako habitat je relativně mladá a extrémně dynamická, jako důkaz může sloužit to, že kolonizace měst některými druhy je stále v procesu. Teorie říká, že druhová bohatost, početnost a diverzita se snižují se zmenšující se kvalitou urbanizované krajiny, rostoucí dopravou, znečištěním vzduchu a hustotou zástavby (Biadun & Zmihorski 2011).

Jako modelovou skupinu pro zkoumání vlivu urbanizace na biodiverzitu si mnoho autorů vybírá právě avifaunu. Ptáci se ukázali být vhodným a zároveň dobře měřitelným indikátorem. Obecně se dá říci, že během posledních desetiletí početnost a diverzita ptačích druhů v kultivované krajině klesají v důsledku silné urbanizace, která má vážné dopady na využití půdy a v těsném okolí měst díky stále intenzivnějšímu zemědělství (Meffert & Dziocok 2012). Biadun & Zmihorski (2011) během své šestadvacetileté studie zaznamenali negativní trendy ubývání městských druhů, hodnota poklesu je uváděna asi 0,2 druhu za rok.

Zcela logicky se očekává, že místní druhová bohatost ptáků ve vysoce fragmentovaných krajinách je ovlivňována charakteristikami dané konkrétní zelené plochy. Důležitou roli však hraje i povaha okolní krajinné matrix, a to je zejména důležité v oblastech pozměněných lidskými aktivitami. Nejvýznamnější je přítomnost a blízkost jiných vhodných stanovišť. Studie na téma prostorové struktury byly prováděny v různých městech o různé velikosti. Většinou se testují hypotézy týkající se místní druhové bohatosti vztažené k charakteristikám zelených ploch (rozloha a charakter vegetace), intenzitě urbanizace v okolí ploch a k izolaci ploch od nejbližšího přírodního pozůstatku. Místní ptačí diverzita, velikost ploch a vegetace nejsou v prostorové

autokorelaci, zatímco intenzita urbanizace okolo ploch a izolace ploch jsou prostorově autokorelovány. Diverzita druhů ptáků je spojena především s velikostí ploch a diverzitou stromů a keřů, zatímco bylinné patro nemá významný prokazatelný vliv (Husté et al. 2006). Evans et al. (2009) došli k závěru, že větší zelené plochy podporují větší a stabilnější populace ptáků. Podobné výsledky se vztahují i na řadu dalších taxonů obývajících městské prostředí, jako jsou obojživelníci, savci a brouci. Všechny výzkumy týkající se ptačí druhové bohatosti se shodují v tom, že lokální faktory jsou důležitější než regionální. Dalším významným aspektem se také jeví věk stromů, který bývá použit jako vysvětlující proměnná (Biadun & Zmihorski 2011). Dále je prokázáno, že negativně jsou městská ptačí společenstva ovlivněna fragmentací krajiny. Naopak pozitivně ptáci reagují na zlepšení strukturálního složení zeleně, druhovou bohatost dřevin a případně doplňkovou potravu (Evans et al. 2009).

Ptáci jsou také citliví ke krajinné kompozici a konfiguraci zelených prostor v městských oblastech – důležitou roli pro ně proto hraje heterogenita zástavby (podíl různých typů budov a zeleně a konfigurace – prostorové uspořádání zeleně). Pozitivní vliv keřového patra na hojnost hmyzožravých druhů je vyšší v oblastech s vysokou hustotou středně vysokých budov. Abundance všežravých druhů se zvyšuje s vegetací, naopak na holém půdním pokryvu bývá nízká. Ptákům obecně vyhovuje zástavba s různými výškami budov, více než shluky budov podobné výšky (Pellissier et al. 2012). Zatímco druhová bohatost ptáků v rurálních oblastech závisí na zeměpisné šířce (klesá s rostoucí), městská druhová bohatost s ní tolik spojená není (Evans et al. 2009).

Mezi významné složky struktury městské vegetace patří ulice s alejemi, které tvoří specifický a zřetelný rys městské krajiny (Murgui 2007). Jako efektivní koridory mezi fragmenty městské krajiny a například přilehlými lesy se jeví živé ploty. Zlepšení propojitelnosti městských stanovišť s okolní volnou krajinou hraje důležitou roli při zachování druhů a je nástrojem na podporu populace životaschopné lesní fauny, především ptactva. Davies & Pullin (2007) ukazují, že abundance a diverzita ptačích druhů jsou pozitivně korelovány s počtem a hustotou živých plotů a s jejich zvyšující se strukturální složitostí a kontinuitou.

Dalším typem městského prostředí mohou být opuštěná místa, nevyužitá pozemky uvnitř městských aglomerací, s řídkou zelení. Často se zde vyskytují ohrožené ptáčí druhy, a tak mají tato místa velký potenciál pro ochranu přírody (Meffert & Dziocik 2012).

Dalším habitatem, u kterého může klesat biologická rozmanitost druhů vlivem urbanizace, mohou být například travní porosty na rozhraní městského a venkovského prostředí, především proto, že dochází k jejich fragmentaci a změnám ve využití (Fischer et al. 2013), tudíž ptáci jsou znevýhodněni klesajícím množstvím vhodných míst pro hnízdění či hledání potravy.

Chamberlain et al. (2004) zkoumali ptáčí společenstva v závislosti na přímém gradientu urbanizace. Více než polovina ze všech druhů ve městě zjištěných je průkazně spojena s lokálním gradientem urbanizace, několik druhů ukazuje nejvyšší pravděpodobnost výskytu v místech ve více urbanizovaných lokalitách, ostatní druhy se s největší pravděpodobností vyskytují uvnitř venkovských nebo příměstských lokalit a mají vztah ke gradientu zahradního stanoviště a vyskytují se v místech s největším vegetačním krytem. Tato společenstva jsou si podobná především díky velikosti zahrad a potravní nabídce na daných lokalitách. Z výsledků vyplývá, že pravděpodobnost výskytu mnoha druhů v zahradách je závislá na okolním habitatu spíše než na zahradě samotné (Chamberlain et al. 2004).

Ptačí diverzita ve městech může také být ukazatelem pro hodnocení funkčnosti různých typů městských zelených prostor. Město si můžeme stratifikovat na čtyři zóny (centrum, residenční stavby, zelené prostory a periferie; Sandström et al. 2006) a ptáky nalezené v těchto zónách rozčlenit do čtyř ekologických skupin (podle klesající míry specializace – datlovití, druhy hnízdící v dutinách, lesní ptáci a městské druhy). Celkově je samozřejmě jisté, že druhová bohatost ptáků v centru města a obytných oblastech je nižší ve srovnání se zelenými prostorami a periferií. Datlovití, dutinovití a lesní ptáci ukázali rostoucí trend v počtu druhů (a stejně tak jednotlivců) z centra směrem do periferie, zatímco městské druhy ukázaly trend opačný, což souvisí se zvyšujícím se množstvím a kvalitou vegetace z centra do periferie. Důležité jsou ale i ostatní prvky, které souvisejí s přírodní strukturou zeleně, např. mrtvé dřevo, pařezy či polomy, které v městské zeleni většinou nenajdeme. Toto zjištění podtrhuje význam toho, že management městské zeleně by měl být vymyšlen detailně tak, aby byla udržena vysoká strukturní rozmanitost (Sandström et al. 2006).

Konkrétní příklad výzkumu uvádí Biadun & Zmihorski (2011). Studie byla provedena v Polském městě Lublin, které má necelých 500 000 obyvatel, po dobu 26 let. Výstupy studie indikují, že rostoucí urbanizace má přímý vliv na diverzitu i abundanci ptáků ve městech, faktory jsou popsány v předchozí kapitole. Ptačí společenstva ovlivňuje jak krajinný kontext (areál, vzdálenost k centru), tak znaky prostředí (věk stromů, podklad, mrtvé okolí). Kompozice hnízdní avifauny je také ovlivněna geografickou lokací, vývojem urbanizace a aspekty okolní krajiny.

2.1.3. Obecná doporučení pro management zeleně ve městech

V kontextu rychlé urbanizace hraje ochrana biodiverzity ve městech nesmírně významnou roli, jednak při minimalizaci vymírání druhů, zároveň ale i ve „vymírání“ lidského kontaktu s přírodou (Goddard et al. 2009). Adekvátní městské územní plánování, tak, aby výsledek vyhovoval všem a po všech stránkách, není jednoduché, neboť vyžaduje skloubení požadavků na městské uspořádání se snahami o ochranu biodiverzity a přírody celkově. Je proto potřeba kombinace přístupů pro podporu jak ochrany biodiverzity, tak lidského blahobytu ve městech (Fischer et al. 2013). Je logické, že obnovy zelených ploch – jejich návrat k přirozenému stavu – nejsou v centrech města tak jednoduché jako ve volné krajině. Nicméně ochrana a správný management zelených ploch ve městech může hrát významnou roli v zachování biodiverzity. Navíc vzhledem k faktu, že urbanizace nevyhnutelně roste a zezeň trvale narušuje, je čím dál více akutní hledat kompromisní řešení a minimalizovat tak neblahý dopad na biologickou rozmanitost.

2.1.4. Shrnutí

Fontana et al. (2011) uvádějí, že množství zeleně je nejdůležitější habitatovou proměnnou pro zvýšení ptačí druhové bohatosti a diverzity ve městech. Pozitivní efekt stromů převažuje nad negativním vlivem uzavřeného prostoru a budov. Zvýšení podílu stromů v městské matrix se zdá být nejslibnějším a nejefektivnějším opatřením pro zvýšení počtu druhů ptáků. Dále vyplývá, že složení dřevin je pro ptáky velice důležité, a to ideálně ve vyrovnaném poměru listnatých a jehličnatých druhů dřevin. Dostupnost jehličnatých a listnatých dřevin není vliv pouze na přítomnost či nepřítomnost druhů, ale také jejich hojnost. Ochrana a vysazování stromů a větších keřů optimalizuje vertikální strukturu vegetace a je považována za nejvíce účinné dlouhodobé opatření k posílení jak ptačí bohatosti, tak diverzity. Obrovský význam pak představují staré stromy jako hnízdní příležitosti pro mnoho druhů nejen ptáků.

Sandström et al. (2006) potvrzují, že dostatečné množství přirozené vegetace, jako jsou velké stromy a vícevrstvá struktura vegetace, jsou důležité komponenty pro udržení vysoké ptačí druhové diverzity v městském prostředí. Evans et al. (2009) uvádějí důležitost velikosti zelené plochy pro ptačí společenstva, zvětšení velikosti zelené plochy (tak, aby vznikla alespoň 10 ha souvislá plocha) a tím pádem zmenšení izolace pravděpodobně zvětší druhovou bohatost.

Důležitou roli ve struktuře zeleně hraje keřové patro. Přehnané pročištění podrostu za účelem zvýšení estetické a rekreační hodnoty a zlepšení viditelnosti v příměstských lesích nebo městských parcích mělo negativní dopad na ptačí populace, neboť křovinné patro poskytuje ptákům nejen prostor pro hnízdění, ale i místo pro hledání potravy a sloužící jako ochrana (Heyman 2010). Dobrým kompromisem se jeví být pouze částečné pročištění, nebylo zjištěno, že by tento management měl negativní účinky na ptáky a zároveň tyto plochy mohou plně podpořit rekreační hodnotu a dobrou viditelnost v daném zeleném prostoru.

Je třeba si uvědomit, že městská zeleň nezahrnuje jen veřejné oblasti, jako parky, ale patří do ní i soukromé zahrady, které jsou někdy jako zdroj pro zvýšení městské biologické rozmanitosti trochu podceňovány. Jednak jsou významnými stanovišti samy o sobě, ale zároveň zlepšují propojenost ostatních městských stanovišť, protože mohou fungovat jako koridory. Velmi podstatnou složkou je také obecné povědomí, informovanost a osvěta ohledně této problematiky.

Goddard et al. (2009) uvádějí, že je velice důležité koordinovat městský zahradní management v rámci okolní krajiny, což mimo jiné posílí ekologickou konektivitu, například přítomnost přilehlé zahrady může zvýšit druhové bohatství městského parku.

Této tématice se věnuje rukopis článku „**Diverse vegetation in a spa town supports human social benefits of urban birds**” v příloze této práce (kapitola 6.1.).

Za nejvýznamnější výsledek této práce považujeme skutečnost, že se oproti očekávání prokázal pozitivní vliv liniových struktur (aleje, meze, atp.) na šíření lesních druhů do rozlohou menšího města. Jako další významný výsledek jsme prokázali vazbu druhů na jejich typické biotopy, což je v souladu s literaturou. Zejména jsme však testovali význam struktury keřového a stromového patra. Naše výsledky potvrdily pozitivní vliv kombinace vysokých stromů zavětvených až k zemi s porosty křovin, které hostí charakteristické spektrum druhů. Stejně tak jsou dobře rozlišené druhy vázané na jehličnaté a listnaté dřeviny. V závěru práce jsme testovali vnímání ptačího zpěvu různých stanovištně vyhraněných skupin ptáků u návštěvníků parků. Jednoznačná preference pěvců vázaných na staré dutinové stromy ukázala přenesený význam těchto stromů pro návštěvníky parků ve městě.

3. Sociální benefity městské zeleně pro lidský blahobyť

3.1. Rešerše

3.1.1. Sociální význam

3.1.1.1. Psychobenefity

Jak bylo již zmíněno, je prokázáno, že zelené plochy přispívají k lepší kvalitě lidského života ve městech (např. Tyrväinen et al. 2007). Městské veřejné zelené prostory nabízejí obyvatelům příležitosti ke zlepšení jak fyzického zdraví a jejich psychické pohody, tak potenciálně rozvíjejí pozitivní citové vazby, smysl pro identitu a usnadňují zotavení z duševní únavy (Dallimier et al. 2012). Jinými slovy, městská zeleň poskytuje sociální a estetické výhody pro obyvatele měst, příležitosti pro venkovní rekreaci, zlepšuje okolí domova a pracovního prostředí, má pozitivní dopady na fyzické a duševní zdraví, přispívá k redukci stresu a poskytuje příjemná místa k pobytu, zlepšuje klimatické podmínky (teplota, vítr, voda), snižuje hluk z města, chytá prach, poskytuje stín, zvyšuje ceny nemovitostí v jejím stínu či blízkosti se vyskytujících a v neposlední řadě uděluje kulturní a historické hodnoty (Tyrväinen et al. 2007). Tato místa také usnadňují prospěšné sociální interakce (Adevi & Martensson 2013). Zhang et al. (2013) dále uvádějí uvolnění napětí a preventivní zdravotní přínosy, životní spokojenost (nejen) starších lidí, zdůraznění nehmotných lidských potřeb a udržitelnost společnosti. Městská zeleň představuje pro obyvatele města denní kontakt s přírodním prostředím, se kterým by mnohdy jinak neměli možnost se v uspěchaném životě pravidelněji setkávat. Parky a zahrady jsou výsledkem dynamické interakce lidí se zelení, tvoří klidné a pohodlné regenerační zázemí a učí nás, jak používat své smysly a zpříjemnit si tak pobyt (Adevi & Martensson 2013). I přes značnou modifikaci nám zeleň poskytuje přirozenou a estetickou rozmanitost krajiny v zastavěném prostředí (Manuel 2003), do jisté míry i kontakt s „divočinou“, ačkoli tento pojem není úplně striktně vymezen a každý z nás ho může chápat v trochu jiném rozsahu (Lupp et al. 2011)

Míra účinku a atraktivnosti zeleně je určena především její kvantitou a kvalitou, stejně tak jako její dostupností. Tyrväinen et al. (2007), dokonce uvádějí, že zelené prostory by měly v ideálním případě být tak blízko, aby se k nim dalo dostat do 5 minut chůze od bydliště (to odpovídá přibližně 400 metrům), což potvrzují Zhang et al. (2013), návštěvníci využívají zelené plochy většinou v závislosti na jejich velikosti a vzdálenosti od místa bydliště.

3.1.1.2. Uzdravování

Již dlouho jsou známy měřitelné kladné vlivy zeleně při různých typech zotavování a uzdravování. Například pacienti po operacích, kteří mají z pokoje výhled na zeleň, se uzdravují rychleji než ti s výhledem na zástavbu, údajně mají i menší bolesti (Ulrich 1984). Dále je uváděno například snížení úmrtnosti na onemocnění oběhového systému, kladný vliv na dýchací soustavu, méně návštěv u psychologů, zlepšování nálady, zvyšování sociálních interakcí, zlepšování kognitivního vnímání, redukce psychické únavy a stresu a dokonce snižování míry kriminality (Dallimier et al. 2012). Celkově je zde jistá korelace mezi vyšším podílem zelených ploch a lepším zdravím. Zejména však duševní zdraví se zdá být s přítomností zeleně v okolí propojeno. Přístup k přírodním prostředím má také souvislost s mentálním uzdravením u specifických skupin, například u dětí, starších lidí a lidí, kteří žijí pod tlakem kvůli rušnému životnímu stylu, těžkým nemocem, atd. (Adevi & Martensson 2013).

3.1.1.3. Lidský blahobyť

Přírodní svět je kognitivně regenerační, a tak usnadňuje zotavení z duševní únavy a nabízí příležitost k zamyšlení. Prostředí podobná přírodě poskytují pozitivní smyslové zkušenosti a fyzickou a psychickou pohodu (Adevi & Martensson 2013). Přítomnost zeleně hraje důležitou roli při léčbě stresu. Studie Adevi & Martensson (2013) se věnuje terapeutické úloze přírody (ve formě zahrady) při rekonvalescenci ze stresu (fyzické, kognitivní a duševní problémy), v dynamicko-psychologickém pohledu na místo studie ukazuje potenciální úlohu využití přírody jako místa pro usnadnění samoregulace fyziologických, psychologických a sociálních potřeb.

Teorie zvaná „Attention restoration theory“ říká, že naše vizuální dojmy z přírody mohou obnovit formu řízené pozornosti, která je nezbytná pro každodenní fungování a blahobyť. Zcela logické je, že přírodní prostředí má mnohem lepší regenerační schopnosti než zastavěné zóny. Zeleň je spojena s mnoha pozitivními zážitky z interakce lidí s přírodou a je vnímána jako bezpečný a užitečný prostor při jejich uzdravování (Adevi & Martensson 2013).

3.1.2. Vnímání a vliv biodiverzity na lidský blahobyť

Kladný vliv zeleně (a celkově přírody) na lidský blahobyť je zřejmý. Zatím o něco méně je známo o důležitosti kvality této přírody, tedy dá se říci biodiverzity. Touto problematikou se zabývají například Fuller et al. (2007), kteří jednoznačně dospívají k názoru, že psychologické benefity se zvyšují s druhovou bohatostí městských zelených prostor a že uživatelé do určité míry i dokážou vnímat rozdíly v druhové bohatosti.

Existuje ovšem poměrně málo studií přímých efektů nebo mechanismů, které stojí za vlivy specifických biologických komponent zelených prostor na kvalitu lidského života (Brown & Grant 2005). Většinou je totiž životní prostředí obecně bráno jako uniformní, často charakterizované jednoduše jako množství nebo proximita zeleného prostoru. Tento přístup tak ignoruje biologické komponenty, které jsou typicky měřeny v urbánní ekologii, jako třeba právě druhová bohatost (Dallimier et al. 2012).

Nicméně Fuller et al. (2007) zcela jistě ukazují měřitelná pozitivní propojení mezi druhovou bohatostí městské zeleně a blahobytem návštěvníků. Stupeň psychologického užítku je pozitivně korelovaný s druhovou bohatostí rostlin, méně pak s ptáky, navíc u obou taxonů vnímaná bohatost koresponduje s bohatostí skutečnou (Fuller et al. 2007).

Do rozporu s Fullerem et al. (2007) se dostává novější studie Dallimier et al. (2012), která naopak ukazuje poměrně slabý vztah mezi skutečnou druhovou bohatostí (rostlin, motýlů či ptáků jako měřítkem biologické rozmanitosti) a psychologickým blahobytem městských obyvatel a návštěvníků zelených prostor. Ovšem objevuje se zde pozitivní korelace mezi barevnou a prostorovou pestrostí, kterou uživatelé dokážou vnímat a určit. Návštěvníci tak získají pohodu z míst, která vnímají jako biologicky rozmanitá, a to i v případě, že nejsou schopni identifikovat, která místa jsou ve skutečnosti více druhově bohatší. Možným vysvětlením tohoto rozporu může být to, že lidé obecně mají poměrně nízké znalosti a omezené schopnosti potřebné k vnímání biodiverzity. Zjištění naznačují, že pokud se uživatelé nacházejí ve více ekologicky komplexním a rozmanitém prostoru (jako jsou polopřirozené biotopy), neexistují žádná trvalá propojení mezi skutečným a vnímaným bohatstvím, což opět evokuje nedostatek ekologických poznatků (Dallimier et al. 2012).

Když byly studovány jednotlivé komponenty biodiverzity, bylo zjištěno, že psychický blahobyt je na vyšší úrovni ve veřejně přístupných a řízených městských veřejných parcích, které obsahují více druhů rostlin, a lidé tam také reflektují vyšší estetické porozumění pro více bohatá rostlinná společenstva (Dallimier et al. 2012).

3.1.3. Znalost přírody

Výsledky výzkumů vycházejících z dotazníkových šetření se vesměs shodují, že obyvatelé měst, tedy lidé, kteří jsou často od přírody poměrně odříznuti, o přírodě mají určité znalosti, obecně však tyto znalosti nejsou nijak zvlášť vysoké ani podrobné. Fuller et al. (2007) uvádějí, že lidé nejpřesněji hodnotí viditelné statické složky biodiverzity, zejména tedy rostliny (rostlinnou bohatost). Vnímání ptáků a například motýlů, jako více skrytých složek městských ekosystémů, jsou už pak méně přesná. Dallimier et al. (2012) potvrzují, že lidé obecně mají poměrně chudé znalosti potřebné k vnímání biodiverzity. Obecně tyto znalosti nejsou ovlivněny typem rekreační činnosti a četností a délkou návštěv, logicky však podléhají věku respondentů a úrovni jejich vzdělání (Heer et al. 2003).

Určitá nevědomost a neznalost přírody může také vést k nepochopení veřejnosti. Tato problematika se může dotýkat mnoha různých oblastí zájmu, například kácení starých stromů nebo projektů ekologické obnovy. Podpora veřejnosti je přitom poměrně klíčovým bodem (van Marwijk et al. 2011). Jinými slovy, lidé občas nesouhlasí s konkrétními opatřeními, která jsou v přírodě aplikována. Ačkoli obnova se obecně zaměřuje na konkrétní území, může mít vliv i na okolní oblasti, což se nemusí líbit například zemědělcům. Nesouhlasit také mohou turisté a návštěvníci přírodních oblastí (rekreace se stále více stává důležitější funkcí přírodních oblastí), neboť mají obavy, že obnova může vést k vizuální neatraktivnosti oblasti (van Marwijk et al. 2011). Vše by ale poměrně jednoduše měla napravit lepší informovanost veřejnosti. To představuje výzvu, především v plánování ochrany biodiverzity, spolu s plány pro zlepšení blahobytu. Většina populace dnes žije ve městech, je proto nezbytně nutné, aby lidé rozuměli výhodám, které mohou plynout z udržování kvalitních zelených prostor (Dallimier et al. 2012).

3.1.4. Shrnutí

Nordh & Østby (2013) navrhuje, že by parky měly být projektovány tak, aby byly dobře izolovány od rušivých prvků okolního města, měly by obsahovat co nejvíce přírodních složek a také poskytovat dostatečné množství míst k posezení. Zhang et al. (2013) zdůrazňují diverzifikaci městské zeleně (jako prostoru k rekreaci) – multifunkčním uspořádáním prostoru.

Dále se jako vhodná jeví strategie budování hustších sítí (klidně menších) zelených ploch, tak aby byly dostupné do 500 m od bydliště, což by vedlo k vyšší návštěvnosti zeleně. A tak by se měla věnovat pozornost koordinaci různých krajinných prvků, aby byla zvýšena vhodnost parků pro rekreaci, ale zároveň byla udržena estetická hodnota a přirozenost s ekologickými a biologickými funkcemi.

Je stále důležitější, aby ubývající zeleň měla vysokou kvalitu a poskytovala požadované vlastnosti. To nemusí nutně znamenat obrovské parky, i malé zelené plochy (a i pasivní využití zeleně – např. výhled z okna) mají vysoký potenciál z hlediska kladného vlivu na životní prostředí i estetické hodnoty daného místa (Tyrväinen et al. 2007). Preference krajinných prvků pocházejí především ze základních fyzických, mentálních a bezpečnostních potřeb (Zhang et al. 2013). Studie Nordh & Østby (2013) ukazuje, že přírodní složky jako je tráva, květiny, voda a stromy (keře) jsou vysoce hodnocené prvky v parcích. Malé městské parky tak mohou poskytovat řadu významných aktivit především pro obnovu, ale i pro sociální a fyzické zdraví. Kladně je vnímána barevná pestrost a prostorová heterogenita daného místa. Pro návštěvníky parku je také důležitá určitá přehlednost a pocit bezpečnosti (například zaplacení), dostatek míst k posezení, vegetačně oddělené prostory apod. Protože si lidé chodí do parku vesměs odpočinout, bývá často důležité, aby údržba parku neprobíhala v návštěvních hodinách.

Tato problematika je dále rozebrána v konceptu* rukopisu „**Social benefits of wild nature for human good feeling (perception)**“ v příloze (kapitola 6.2.).

* O koncept rukopisu se jedná proto, že jeden ze spoluautorů ještě nedopsal metodickou část ke zpracování dotazníkových šetření, tudíž rukopis zatím není ve finální podobě.

Naše výsledky potvrdily již známá fakta o problematickém vnímání biodiverzity lidmi. Návštěvníci parků (studovány byly parky v Českém Krumlově, Hluboké a Třeboni) v podstatě nebyli schopni rozlišit rozdílné počty keřů a stromů, a to prakticky ani v průběhu vegetační sezóny. Přitom shodně uváděli přítomnost keřů a stromů jako významný prvek parků. Preference ptačího zpěvu provedená stejně jako v první studii, ale ve třech parcích, ukázala podobné výsledky. Pozitivně jsou vnímání drobní pěvci obývající dutiny, což podtrhuje význam zachování starých stromů v parcích. Byla také analyzována motivace k návštěvě a rozlišení, částečně v souladu s literaturou, převažující motivace (a) znalostní, (b) odpočinková a (c) zážitková. Odlišné motivace v třeboňském parku souvisejí jednak s vyšším zastoupením rezidentů, jednak s pobytem lázeňských hostů a pacientů. Obě tyto skupiny mají odlišná očekávání, než turisté. Pozornost věnovaná veřejné zeleni se tedy výrazně odráží ve vnímání a hodnocení kvality místa a má pozitivní vliv na prožitek a následnou opakovanou návštěvu.

4. Závěr

Jedním z hlavních poselství moderní ochrany přírody je, že biologická rozmanitost má svou vnitřní hodnotu. Spojit zachování biologické rozmanitosti a zvýšení lidského blahobytu ale stále závisí na ještě lepším pochopení interakcí mezi lidmi a přírodou (Dallimier et al. 2012). Například zvýšením barevnosti a proměnlivosti prostoru lze vytvořit kvalitní městské prostředí, jak pro většinu druhů organismů ve městě žijících, tak pro lidský blahobyt, neboť městská zeleň je vnímána jako integrovaná součást města, poskytující širokou škálu služeb, jak volně žijícím zvířatům v městských prostředích, tak lidem. Myšlenka ekosystémových služeb by při plánování zeleně měla být podrobně rozvíjena, především z hlediska jejich sociálního hodnocení. Sociální ocenění ekosystémových služeb by mělo fungovat jako nástroj s cílem umožnit občanům, aby vyjádřili své názory a podíleli se na rozhodování, což pak může udržet či dokonce zvýšit jejich blahobyt (Felipe-Lucia et al. 2015). Dále je potřeba rozvíjet multidisciplinární a interdisciplinární výzkum v těchto oblastech (James et al. 2009). Ekonomové, ekologové i sociologové by tedy měli tedy spolupracovat a své plány a rozhodnutí dělat společně (Pauleit et al. 2011). Klíčem je také plánovat dopředu, vytvářet tedy dlouhodobě orientované přístupy, už jen proto, že se zde bavíme o zeleni, tedy něčem, co se vyvíjí v dlouhodobém horizontu. Pauleit et al. (2011) zdůrazňují jako hlavní nástroj pro vhodné řešení městského zeleného prostoru jeho multifunkčnost. To může například znamenat, že i pro primárně monofunkční prostor (např. pro sociální účely) je často možné najít i jiné funkce (ekologické) a naopak. Jedna zelená plocha tedy může poskytnout velké množství funkcí pro vícenásobné použití, navíc tato propojenost funkcí může být výhodná i v tom, že některé doplňkové funkce by jinak nemohly existovat samy o sobě. Multifunkčnost jako strategie může posílit úlohu urbánní zeleně. Další strategií je propojenost zelených prostor ve městě, což především posílí možnost šíření druhů a podpoří metapopulační dynamiku. Konektivita pomocí koridorů by měla být klíčovým aspektem při městském plánování a při navrhování zelené i modré infrastruktury města. Toto má pak samozřejmě i kladný vliv na lidský blahobyt ve městech (Pauleit et al. 2011). Navíc Evropská úmluva o krajině nerozlišuje mezi městskou a ostatní krajinou, jinými slovy zahrnuje i prostředí intravilánu. Plánování městské zeleně je tedy vlastně ze zákona součástí krajinného plánování, proto by samozřejmě mělo být také řešeno, jak napojit urbánní krajinu na okolní, protože význam tohoto propojení je obrovský.

5. Použitá literatura

Adevi, A. A. & Martensson, F. (2013): Stress rehabilitation through garden therapy: The garden as a place in the recovery from stress. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 230–237.

Biadun, W. & Zmihorski, M. (2011): Factors shaping a breeding bird community along an urbanisation gradient: 26-year study in medium size city, Lublin, SE Poland. – *Polish Journal of Ecology*, 59: 381–389.

Bowler, D.E., Buyung-Ali, L., Knight, T.M. & Pullin, A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. – *Landscape and Urban Planning*, 97: 147–155.

Brown C. & Grant M. (2005): Biodiversity and human health: What role for nature in healthy urban planning? *Built Environment* 31: 326–338.

Carpaneto, G. M., Mazziotta, A., Coletti, G., Luiselli, L. & Audisio, P. (2010): Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. – *Insect Conservation* 14: 555–565.

Chamberlain, D.E., Cannon, A.R. & Toms, M.P. (2004): Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. – *Ecography*, 27: 589–600.

Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Díaz, S. (2000): Consequences of changing biodiversity. – *Nature* 405.

Chen, Y. & Wong, N. (2006): Thermal benefits of city parks. *Energy and Buildings* 38 (2): 105–120.

Croci, D., Butet, A., Georges, A., Aguejdad, R & Clergeau, P. (2008): Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. – *Landscape Ecology* 23: 1171–1186.

Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A. M. J., Davies, Z. G., Rouquette, J. R., Maltby, L. L., Warren, P. H., Armsworth, P. R. & Gaston, K. J. (2012): Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. – *BioScience* 62: 47–55.

Davies, Z.G. & Pullin, A.S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. – *Landscape Ecology*, 22: 333–351.

Douglas, I. & James, P. (2014): *Urban Ecology: An Introduction* Paperback. Routledge. 500 s.

Evans, K.L., Newson S.E. & Gaston, K.J. (2009): Habitat influences on urban avian assemblages. – *Ibis* 151: 19–39.

Felipe-Lucia, M. R., Comín, F. A. & Escalera-Reyes, J. (2015): A framework for the social valuation of ecosystem services. – *Ambio* 44:308–318.

Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F. & Morettia, M. (2011): How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. – *Landscape and Urban Planning*, 101: 278–285.

Fischer, L.K., von der Lippe, M. & Kowarik, I. (2013): Urban land use types contribute to grassland conservation: The example of Berlin. – *Urban Forestry & Urban Greening* 25339: 1–10.

Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2007): Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. – *Biology Letters*3: 390–394.

Goddard, M.A., Dougill, A.J. & Benton, T.G. (2009): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. – *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 90–98.

Heer, C., Rusterholz, H. P. & Baur, B. (2003): Forest perception and knowledge of hikers and mountain bikers in two different areas in northwestern Switzerland. – *Environmental Management* 31, No. 6: 709–723.

Heyman, E. (2010): Clearance of understory in urban woodlands: Assessing impact on bird abundance and diversity. – *Forest Ecology and Management*, 260: 125–131.

Husté, A., Selmi, S. & Boulinier, T. (2006): Bird communities in suburban patches near Paris: Determinants of local richness in a highly fragmented landscape. – *Ecoscience*, 13: 249–257.

James, P., Tzoulas, K., Adams, M.A., Barber, A., Box, J., Breuste, J., Elmqvist, T., Frith, M., Gordon, C., Greening, K.J., Handley, J., Haworth, S., Kazmierczak, A.E., Johnston, M., Korpela, K., Moretti, M., Niemela, J., Pauleit, S., Roe, M.H., Sadler, J.P. & Thompson, C.W. (2009): Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. – *Urban Forestry & Urban Greening* 8. 65–75.

Jim, C. Y. & Zhang, H. (2013): Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 171–182.

Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R. D., Szukics, U., Schermer, M. & Lavorel, S. (2011): Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. – *Reg Environ Change* 11: 791–804.

Löhmus, K. & Liira, J. (2013): Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. – *Basic and Applied Ecology* 14: 165–173.

Lovell S. T. & Johnston D. M. (2009): Designing landscape for performance based on emerging principles in landscape ecology. *Ecology and Society* 14(1): article 44.

- Lupp, G., Höchtl, F. & Wende, W. (2011): “Wilderness” – A designation for Central European landscapes? – *Land Use Policy* 28: 594–603.
- Maas, J., van Dillen, S. M. E., Verheij, R. A. & Groenewegen, P. P. (2009): Social contacts as a possible mechanism behind the relation between green space and health. *Health & Place* 15: 586–595.
- Manuel, P. M. (2003): Cultural perceptions of small urban wetlands: Cases from the Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. – *Wetlands* Vol 23, No 4: 921–940.
- McKinney, M. L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. – *BioScience* 52(10): 883–890.
- Meffert, P.J. & Dziock, F. (2012): What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands?. – *Biological Conservation* 153: 87–96.
- Mincey, S. K., Schmitt-Harsh, H. & Thureau, R. (2013): Zoning, land use, and urban tree canopy cover: The importance of scale. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 191–199.
- Murgui, E. (2007): Factors influencing the bird community of urban wooded streets along an annual cycle. – *Ornis Fennica*, 84: 66–77.
- Nielsen, A. B., Van den Bosch, M., Maruthaveeran, S. & Van den Bosch, C. K. (2014): Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. – *Urban Ecosystems* 17: 305–327.
- Nordh, H. & Østby, K. (2013): Pocket parks for people – A study of park design and use. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 12–17.
- Pauleit, S. & Breuste, J.H. (2011): Land use and surface cover as urban ecological indicators. – Chapter 1.1 in Niemelä J. *Handbook of Urban Ecology*, 19–30. – Oxford University Press, Oxford.
- Pauleit S., Liu L., Ahern J. & Kazmierczak A. (2011). Multifunctional green infrastructure planning to promote ecological services in the city. – Chapter 5.3 in. Niemelä J. *Handbook of Urban Ecology*, Oxford University Press, Oxford, pp. 272–285.
- Pellissier, V., Cohenb, M., Boulayb, A. & Clergeau, P. (2012): Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. – *Landscape and Urban Planning*, 104: 181– 188.
- Phama,T.-H., Appariciob, P., Landryc, S., Séguinb, A.-M. & Gagnon, M. (2013): Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12:18–27.

- Ramage, B. S., Roman, L. A. & Dukes, J. S. (2013): Relationships between urban tree communities and the biomes in which they reside. – *Applied Vegetation Science* 16: 8–20.
- Sandström, U.G., Angelstam, P. & Mikusinski, P. (2006): Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. – *Landscape and Urban Planning*, 77: 39–53.
- Savard J. P., Clergeau P. & Mennechez G. (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc Urban Plan* 48: 131–142.
- Schipperijn, J., Bentsen, P., Troelsen, J., Toftager, M. & Stigsdotter, U. K. (2013): Associations between physical activity and characteristics of urban green space. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 109–116.
- Schmidt, K. J., Poppendieck, H.-H. & Jensen, K. (2013): Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. – *Urban Ecosystems*, doi: 10.1007/s11252-013-0319-y
- Smith, R.M., Gatson, K.J., Waren, P.H. & Thompson, K. (2006): Urban domestic gardens (VIII): Environmental correlates of invertebrate abundance. – *Biodiversity and Conservation*, 15: 2515–2545.
- Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G. & Gaston, K.J. (2007): Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. – *Landscape and Urban Planning*, 83: 308–317.
- Tyrväinen, L., Mäkinen, K. & Schipperijn, J. (2007): Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. – *Landscape and Urban Planning* 79: 5–19.
- Ulrich, R. S. (1984): View through a window may influence recovery from surgery. *Science* 224: 420–421.
- Vidrih, B. & Medved, S. (2013): Multiparametric model of urban park cooling island. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 220–229.
- van Marwijk, R. B. M., Elands, B. H. M., Kampen, J. K., Terlouw, S., Pitt, D. G. & Opdam, P. (2011): Public perceptions of the attractiveness of restored nature. – *Restoration Ecology* 20: 773–780.
- Vergnes, A., Le Viol, I. & Clergeau, P. (2012): Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. – *Biological Conservation* 145: 171–178.
- Zhang, H., Chenb, B., Suna, Z. & Baoa, Z. (2013): Landscape perception and recreation needs in urban green space in Fuyang, Hangzhou, China. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 44–52.

6. Přílohy

6.1. První rukopis

Diverse vegetation in a spa town supports human social benefits of urban birds

Tomáš Kučera^{a, *}, Petra Kloubcová^a, Petr Veselý^b

^a Department of Ecosystem Biology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

^b Department of Zoology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

* Corresponding author: Department of Ecosystem Biology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic. Tel.: +420 387772313. E-mail address: kucert00@prf.jcu.cz (Tomáš Kučera).

Abstract

The study of the effect of an urban-rural gradient and the importance of urban green patches for saving bird diversity is a commonly studied phenomenon. Despite this, it is usually studied in the context of big cities, where these effects are more pronounced. In the present study, we studied how these phenomena affect the avicoenoses in smaller spa town, where landscape protection supports benefits of biocultural diversity. We assessed the effect of the occurrence of microhabitats (especially particular tree and shrub forms) within the urban-rural gradient on bird fauna composition. We found that the urban-rural gradient in towns is not as significant as in cities, because the effect is covered with more complicated multi-layered vegetation structure. For the management practice we declare the high importance of vegetation continuity from the periphery to city centre bypassing the isolation of green patches. A proportion of deciduous and coniferous trees and its spatial heterogeneity are important for the occurrence of small songbirds. Next we conducted a questionnaire research with the park visitors

and found that there is a bicultural benefit from the appearance of songbirds in large urban parks, especially in the spa town. The clear preference of song birds by park visitors highlights the social benefit of bird diversity.

Keywords: Urban vegetation, Green Infrastructure, Birds, Spa Town, Human Perception

Introduction

Urbanisation is rapidly increasing around the world (Gaston 2010) and urban green infrastructure plays among other functions a major role in saving biodiversity in cities (Werquin et al. 2005). The ongoing process is associated with fundamental land-cover and land-use changes (Pauleit & Breuste 2011). Birds are significantly affected by urbanisation in term of species richness and community structure and have been thoroughly studied in this respect (e.g. Biadun & Zmihorski 2011). Most studies have explored the relation of birds to habitats and have focused on avian assemblages along urbanisation gradients (Blair & Johnson 2008) or on comparison of urban and neighbouring rural areas (Pellissier et al. 2012). Biotic homogenisation and decrease of specialist species are caused mainly by a high proportion of artificial habitats in urbanised areas (Fanelli & Batisti 2014). Nevertheless, the most important habitat types which enhance bird richness in large cities are urban green patches (Husté et al. 2006; Croci et al. 2008). Urban green and blue infrastructure and especially wooded habitats such as parks represent hotspots of avian diversity (Pellissier et al. 2012; Ferenc et al. 2014a). Woods and parks represent remnants of natural and semi-natural habitats hosting woodland species (Fernandes-Juricic 2004; Crocci et al. 2008). Because of the fragmentation and suppression of parks by transport infrastructure and new buildings major conservation efforts should focus on the maintenance of habitat diversity and the structural complexity of vegetation (Fontana et al. 2011). Habitat features such as vegetation structure and woody plant composition influence the abundance, diversity and bird composition to a fine degree (Fontana et al. 2011; Pellissier et al. 2012). The main site factors influencing the proportion and number of tree layer-dependent species include a balanced mixture of coniferous and deciduous trees, the dominance of native species, the proportion of older trees and the number of shrubs (Chace & Walsh 2006; Sandström et al. 2006). Although the direct effect of vegetation structure is repeatedly illustrated, the

comprehensive and detailed evaluation of particular stand attributes and woody species composition is still lacking.

The area of forest patch together with vegetation diversity of trees and shrubs affects bird richness positively, whereas neither herbaceous plants nor, surprisingly, patch distance to the nearest large forest remnant have a significant effect (Husté et al. 2006), although the negative isolation effect on richness is repeatedly reported in agricultural landscape or in riparian habitats in Australia (Watson et al. 2005; Palmer et al. 2008). Conversely, urban space has constituted an open area for introducing plant and animal species directly and indirectly for a century (Sukopp 2002; Garaffa et al. 2009).

The importance of wild plant and animal life to humans is repeatedly described together with suggestions on how to translate botanical and zoological inventory studies into urban planning (Sukopp et al. 1995). The maintenance of habitat diversity and structural complexity of vegetation and the enhancement of functional connectivity are priorities in terms of conserving existing patches (Fontana et al. 2011).

Management practices often concentrate on recreation, aesthetic and security services, but green space is very important for landscape perception and feelings of well-being (Dallimer et al. 2012). Nothing can replace municipal parks in towns and cities, where birds represent one of the most important groups thanks to their popularity and conspicuousness. Management practices should support biocultural diversity vicariously throughout the most influential habitat attributes (specific, feasible and affordable management recommendations). City park is not supposed to recreate „naturalness“, the green space they create is actually a human landscape. At the site scale, management practices should focus on maintenance and promoting species-diverse and older tree stands, with an artificial mixture of coniferous and deciduous trees. The presence of a few old trees or small area of urban standing water enriches the bird community. The total amount of tree cover supports the species richness of woodland avifauna in the surroundings. The main factors affecting bird richness that could inform effective planning in particular green patches are a high proportion of old tree stands (Donnelly & Marzluff 2006), a balanced mixture of coniferous and deciduous trees (Fontana et al. 2011), dominance of native species (Palomino & Carrascal 2006), and the number of shrubs (Sandström et al. 2006). These form the structural

diversity of vegetation (Evans et al. 2009) although the comprehensive evaluation of particular vegetation effects on a more detailed scale is still lacking.

Personal feelings and safety are also very important aspects of management practices and the spatial planning of green space. The former natural and old cultural landscape with a mixture of diverse trees and more layers of shrubs and understory herbs provides many benefits for human well-being in cities and their surroundings. The health benefits of biodiversity are most important (Fuller et al. 2007) for older people in smaller spa towns, where careful maintenance should result in native vegetation of the highest quality in terms of ecological and, especially, aesthetic functions (Wilde et al. 2015). Parks become a rest and relaxation zone and provide a meeting-place that improves social connections between residents and guests (Townsend & Weerasuriya 2010). Diverse and valuable old trees together with nature-like parkland area are preferable in both European (Edwards et al. 2011) and Asian culture (Jim & Zhang 2013; Zhang et al. 2013), although differing in horticultural tradition. Parks have been created by people, so it is possible to talk about biocultural diversity. This concept has provided a new, more complex and integrated perspective on the diversity of life, as diversity in both nature and culture (Maffi 2014). An inextricable link between biological and cultural diversity was formed because of close connection between human history and nature (Mathez-Stiefel et al. 2007). And in these cases, humans are not considered to be those who threaten nature; conversely, they are part of (Maffi 2007). A city is a human environment therefore the diversity found there is a biocultural product determined by the historical developments. City parks are a human landscape, the variety was done by people, provide today a benefit to the whole cultural spectrum (various interest groups).

The aim of our study was to investigate key gradients that maximise bird species richness and woodland bird occurrence in green space. We explored small-scale factors of vegetation cover which enhance the abundance of bird species. We focused on the manageable attributes of vegetation cover, especially old tree stands and tree diversity in relation to the presence of woodland birds. In central parks we explored visitors' perceptions of the voice of birds nesting in cavities in older trees.

We investigated factors affecting species richness of bird communities in urban space situated in the small spa town of Třeboň, which is surrounded by wooded landscape with a high

proportion of fishponds. In particular, we tested the relationships between local bird richness and urban patchiness, urbanisation intensity (urban-rural gradient), vegetation characteristics and social perception.

We used statistical approaches first to explore the spatial structure when investigating the relationship between bird assemblages and patch features. We predicted higher bird species richness in places with more diverse vegetation that may affect availability of food and nest sites for breeding birds, and a higher proportion of woodland birds in stands with old trees. We also predicted a positive effect of water elements on wetland birds. Finally, we predicted a positive effect of songbirds in chateau gardens and municipal parks in terms of the good feelings and positive perceptions of green space of park visitors.

Materials and methods

Study area

The study took place in Třeboňsko Landscape Protected Area, Biosphere Reserve, and Bird Area, southern Bohemia, Czech Republic (49°00'N, 14°45'E, altitude 435 m a. s. l.). Třeboň is a small spa town with a population of about 8,500 inhabitants. It has a moderate climate with an average annual temperature of 7.8 °C and the average temperature of the growing season (April to September) is 14 °C. Average annual precipitation is 600–620 mm, and the air humidity of the Třeboň Basin is relatively high because of a large amount of open water surface. The natural vegetation comprises acidophilous oak, pine and beech woodlands, watercourses and fishponds with alder and willow swamps, and open wetlands. There are very evident signs of long-term human interventions in natural stands ca. 900 years ago. Altogether, there were 21 counting points, representing dominant habitats in the town and its surroundings (Fig. S1, in ESM).

Data collection

We surveyed birds with the point count method (Bibby et al. 1992; Sutherland et al. 2005) within and outside a 100 m fixed radius during the 2013 season on four days from early to late spring (15 April, 2 May, 22 May, 17 June). At each sampling site we recorded all birds seen

and heard during a five-minute counting period. We recorded the probable breeding (active nest finding, birds delivering food or carrying breeding material) or simple presence of birds within the 100 m diameter. We recorded simple presence outside the 100 m diameter as well. For each recorded species, we counted the number of recorded individuals (breeding pairs). Bird counts started 30 minutes before sunset and lasted for five hours. On each date, we varied the sequence of points visited to avoid daytime bias. We conducted counts only during clear, calm days without rainfall or heavy wind.

Habitat characteristics

We determined tree and shrub species composition and its coverage inside a buffer surrounding each point (with a radius of 50 metres). We used a nine-degree scale of abundance and dominance (Domin-Hadač scale) for estimation of vegetation cover: degree 1 is about 1–2% of the area; 2: 3–4 %; 3: 5%; 4: 6–7 %; 5: 8–15 %; 6: 16–25 %; 7: 26–50 %; 8: 51–75 %; and 9: 76–100 %. Then we explored local environmental variables characterised by type of vegetation and buildings for each point. We used proportions of these habitat categories to describe the habitat composition of sample points. We specified the coverage for each **vegetation layer** (E3 – trees, E2 – shrubs, and E1 – herbs). Then we determined the percentage of each **vegetation height** on each point: trees and shrubs below 5 m in height (H0), between 5 and 10 m (H1), and above 10 m (H2). We also estimated the percentage of the **crown height and shape** of present trees: C1 – crown covering all of the tree down to the ground, C2 – crown covering two-thirds of the height of the tree, and C3 – crown covering the upper third of the tree. The next step was the identification of the **growth form of trees and shrubs** and sampling the coverage of columnar (fastigiata, F1), conical (F2), pyramidal (F3), round-headed (F4), open (F5), weeping (pendulous, F6), prostrate (F7), globular (F8), horizontally branched (F9), and low-branched (F0) growth forms (Fig. 1). We divided the **shrublands** into four growth form groups: individual rare shrubs (K0), shrubs of the same height (K1), vertically differentiated shrubs (K2), and climbing shrubs (K3). We categorised the **herb layer** in the following groups: stand without vegetation (roads etc.; T0), non-flowering lawn with frequent mowing (T1), flowering lawn mown two or three times per year (T2), high lawn mown once a year or not mown (T3), flower-bed with annuals (T4), perennials (T5). We defined coverage for each of these groups for each patch. The next parameter described the **spatial and age structure** of total vegetation cover: young

vegetation up to 5 m in height (M), even-aged and even-levelled vegetation (S), multi-levelled vegetation (Q), clear double-layer (étage) vegetation – E2 at least 25% (D), even-aged vegetation spatially separated or of different heights (R). We compared the **buildings** with the height of trees: Z0 – under 5 m, Z1 between 5 and 10 m, Z2 more than 10 m. The density of the buildings (Build) was expressed as a percentage of the built area on each patch. Concurrently, we used digital aerial photographs to determine the proportion of **land-cover** categories on the perimeter around each point with a radius of 100 m for: buildings (B), forests (F), meadows (M), wetlands (We), water (Wa), roads (R), garden/orchard (G), park/cemetery (P).

Questionnaire research

The question aimed at visitors' preference for birdsong was an addition to a more extensive survey of the gardens and parks of chateaux in the south of Bohemia (Navrátil et al. 2015). We used the basic segmentation criteria such as gender and age for homogenisation of our respondents in terms of their motivation to stay in the park. A profile of our respondents was: gender female 63.4 %; age 18-25 years 16.2 %, 26-35 years 17.6 %, 36-45 years 16.9 %, 46-55 years 16.9 %, but with a higher proportion of spa stay visitors aged 56-65 years 19 % and more than 66 years 13.4 %. Although the number of respondents was relatively low at 142, the results are reliable because we obtained a representative selection.

Statistical analysis

We employed variance to quantify the relative effect of environmental parameters and spatial position on species pattern over the eight groups of explanatory variables that we had compiled. In order to evaluate the role of spatial autocorrelation we investigated patterns of species composition pairwise among taxa by comparing the partial standardised pairwise Mantel statistics, and between taxa and distance matrix, with the randomisation method in PC-ORD v. 6 (McCune and Mefford 2011). We detected no significant relation of bird or tree patterns to the distance matrix, and therefore we assumed that the species matrices were unaffected by common spatial patterns. We detected similarity between any two pairs of adjacent points three times. In two cases these points merged and in only one case did we separate them (the chateaux and the municipal parks). Because the potentially breeding and present bird patterns were highly correlated (Table 1), we kept only potentially breeding birds in the analyses and excluded the

others. We tested the gradient of spatial position on the community variation by trend surface and third order polynomial (Legendre and Legendre 2012; Šmilauer and Lepš 2014). We centred latitude and longitude and computed all third order terms (N_c , E_c , $N_c E_c$, N_c^2 , E_c^2 , $N_c^2 E_c$, $E_c^2 N_c$, N_c^3 , E_c^3).

To identify the relationship between birds and vegetation we first analysed and summarised the composition of woody plant species. We performed gradient analyses in further steps. We extracted the plant variation from the Detrended Correspondence Analysis (DCA length of gradient 6.178) data. Next, we correlated the first three DCA axes with the environmental variables for their interpretation. Then, we took the first three ordination axes from the DCA analysis of vegetation and used them as the environmental variables in a subsequent analysis of birds. We tested the bird species-environmental interrelations with DCA, in which we used the resulting vegetation pattern as a covariable. We selected a method with a unimodal species response to environment supported by the length of the main ecological gradient in the DCA (the lengths of the largest gradient were 4.047 for breeding and 7.747 for distant birds, respectively; for an explanation see Šmilauer and Lepš 2014). To describe the supposed interrelations between an individual species of birds and their correlation with different environmental factors we used a multivariate analysis. We additionally computed both unconstrained and constrained ordinations with the Canoco for Windows v. 5 software package (ter Braak and Šmilauer 2012; Šmilauer and Lepš 2014). We log-transformed bird abundance for the canonical correspondence analysis (CCA) and down-weighted the rare species. We evaluated the explanatory effects of particular environmental variables in MCPT by the stepwise forward selection procedure that selected variables with the best fit of species data. We arbitrarily assumed 4999 as the number of permutations.

Results

Vegetation

We detected a total of 29 (10 coniferous and 19 deciduous) genera of tree species and 32 (5 coniferous and 27 deciduous) genera of shrub species (see Appendix in ESM). The most varied patches, in terms of trees, were municipal and chateau parks, a cemetery, and private gardens. We found the highest number of trees and shrubs together in a private garden (31

species), then in a municipal park (23 species). The most common species (according to the number of patches which occur) are oak (*Quercus robur*), lime (*Tilia cordata*), birch (*Betula pendula*), Norway maple (*Acer platanoides*), and willow (*Salix* sp.). According to coverage of each species, the order is similar, continuing with Norway spruce (*Picea abies*), and apple tree (*Malus domestica*). The most common species of shrubs were cedar (*Thuja plicata* + *T. occidentalis*), juniper (*Juniperus* sp. div.), and lilac (*Syringa vulgaris*). The most common growth form of trees and shrubs were F4 (*Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Aesculus hippocastanum*), F3 (high conifers, *Picea abies*, *Abies* sp. div., *Pinus* sp. div), F2 (*Chamaecyparis* sp., *Thuja* sp., *Picea omorica*) and F8 (*Rosa* sp. div., *Syringa vulgaris*, *Corylus avellana*, *Salix* sp. div.). Using the variation analysis to evaluate the partial effect of environmental variables we concluded that only the herb layer was not significant, and surrounding land-cover had a strong effect on tree pattern (Table 2).

Birds

In total, we recorded 78 bird species on 21 points in three categories of spatial pattern (69 breeding, 75 present and 50 distant bird species). The most frequently sampled (species that occurred on the highest number of points) were common chiffchaff (*Phylloscopus collybita*), common blackbird (*Turdus merula*), great tit (*Parus major*), European robin (*Erithacus rubecula*), common starling (*Sturnus vulgaris*), yellowhammer (*Emberiza citrinella*), black redstart (*Phoenicurus ochruros*), Eurasian blackcap (*Sylvia atricapilla*), blue tit (*Cyanistes caeruleus*), and Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*). The most numerous species (species that occurred in the largest numbers) were house sparrow (*Passer domesticus*), common blackbird (*Turdus merula*), common chiffchaff (*Fringilla coelebs*), common house martin (*Delichon urbicum*), western jackdaw (*Corvus monedula*), Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*), great tit (*Parus major*), Eurasian blackcap (*Sylvia atricapilla*), European greenfinch (*Chloris chloris*), and common chaffinch (*Fringilla coelebs*). In analysis of variation the breeding birds were affected by all variables excluding the type of herb layer, whereas distant birds were associated only with land-cover and tree and shrub forms (Table 2).

Town habitats

We extracted patterns of birds which were probably breeding at the counting points by

using the classification approach (cluster analysis, see Fig. S2). As a result, we distinguished four quite well-defined groups of species. The first includes species connected with semi-aquatic and open-field habitats like the common grasshopper warbler (*Locustella naevia*), corncrake (*Crex crex*) or yellowhammer (*Emberiza citrinella*), that were reported in both NE and SW outskirts. Most of these species rarely tend to live in urban habitats. The other group includes species connected with forest or park habitats represented e.g. by orioles (*Oriolus oriolus*), flycatchers (*Muscicapa striata*, *Ficedula albicollis*) and robins (*Erithacus rubecula*). The third group contains species adapted to specific urban habitats like buildings (feral pigeon – *Columba livia* f. *domestica*, sparrows – *Passer* sp. or swallow – *Hirundo rustica*) or gardens (serin – *Serinus serinus* or European collared dove – *Streptopelia decaocto*). The last group includes generalist species represented e.g. by the great tit (*Parus major*), chiffchaff (*Phylloscopus collybita*) or blackcap (*Sylvia atricapilla*).

The cluster analysis based on data of distant birds did not show any well-defined group of species. Some species tend to score high matrix coding; nevertheless, these groups contain very distinct species in terms of their habitat requirements. The occurrence of birds in distance at each point is only very slightly affected by the habitat offered at these points.

Urban-rural gradient

The gradient of spatial position on the community variation show only the significant orthogonal terms of coordinates, in northern (N_c) and eastern (E_c^2) directions (Fig. S3). The total effect is relatively low compared with effects of other habitat characteristics including the tree and shrub pattern (Table 2). Birds connected with woodland and forest habitats (coal tit – *Periparus ater*, *Regulus* species, wren – *Troglodytes troglodytes* and dunnock – *Prunella modularis*) occur further east. This is the direction in which most of the extensive woodlands are situated and therefore from this direction the woodland species more easily penetrate the urban habitat.

The results of CCA for breeding bird species (Table 3, Fig. 2) explain the urban-rural gradient by the proportion of buildings against the tree layer cover along the first axis and the effect of diverse vegetation structure (double-levelled shrub and tree layers with tree crowns down to the ground) along the second axis. Bird species reflect these gradients separately. The

occurrence of highly synantropic species like the feral pigeon (*Columba livia f. domestica*), house martin (*Delichon urbica*), swallow (*Hirundo rustica*) or sparrow (*Passer* sp.) increases with the increasing building density. On the other side of the first axis bird species dependent on tree hollows (willow tit – *Poecile montanus* or green and grey-headed woodpeckers – *Picus viridis*, *P. canus*) or large trees (rook – *Corvus frugilegus*, wood pigeon – *Columba palumbus* or jay – *Garrulus glandarius*) are present. The probability of occurrence of these species increases with increasing occurrence of large trees with hollows and with the percentage of the treetop coverage. On the rural side of the gradient (positive values of the second axis) species inhabiting mostly wood edges (wren – *Troglodytes troglodytes* or river warbler - *Locustella fluviatilis*) or open fields and meadows (skylark – *Alauda arvensis*, corncrake – *Crex crexor* common grasshopper warbler – *Locustella naevia*) are evident. At localities inhabited by these species, shrubs and trees with the crown reaching the ground (typically willow species - *Salix* sp.div.) occur most often.

The results of CCA for breeding birds filtering out the effect of geographical coordinates (N and E2; Fig. S3) and the urban-rural gradient of landcovers (DCA1 axis; Fig. S4) still showing the gradient from bird species specific for buildings (feral pigeon – *Columba livia f. domestica*, house martin – *Delichon urbica*, swallow – *Hirundo rustica* or sparrows – *Passer* sp.) to species of wooded habitats, but besides this gradient a group of birds inhabiting small shrubs of globular growth form (and their surroundings) is recognisable (Fig. S5). It is interesting that within this group species inhabiting predominantly urban shrubs in gardens and parks (lesser whitethroat – *Sylvia curruca*, linnet – *Carduelis cannabina* or tree sparrow – *Passer montanus*) are mixed here with species specific to rural, agricultural shrubs (whitethroat – *Sylvia communis*, yellowhammer – *Emberiza citrinella* or chiffchaff – *Fringilla coelebs*). Small rounded shrubs are important places for these species in terms of nests or territorial display.

The analysis of bird species occurring at a distance from the counting points confirms the existence of a group of birds inhabiting open habitats with species typical of small shrubs (willow warbler – *Phylloscopus trochilus*) or groves (green woodpecker – *Picus viridis*, buzzard – *Buteo buteo*) but also species typical of semi-aquatic habitats (sedge warbler – *Acrocephalus schoenobaenus*), which occurs in the proximity of fields and meadows. The hawfinch (*Coccothraustes coccothraustes*) occurs as a distant species in points where typical synanthropic

species occur most often. Hawfinch is another species typical of gardens or other small groves within the urban habitat.

We detected a significant correlation between the occurrence of particular breeding bird species and the presence of particular shrub/tree forms (Fig. 2, Fig. S5). The most significant effect was evident in the case of the round-headed form, which is very often present at large broad-leaved trees (often nesting tree hollows). Hollow nesting bird species (starling – *Sturnus vulgaris*, flycatchers – *Ficedula* and *Muscicapa* sp., tits - Paridae, great spotted woodpecker – *Dendrocopos major* and nuthatch – *Sitta europaea*) and canopy dwellers (wood pigeon – *Columba palumbus*, wood warbler – *Phylloscopus sibilatrix* or chaffinch – *Fringilla coelebs*) are the most frequent inhabitants of this vegetation form. The occurrence of canopy dwellers (the above-mentioned species) was also related to the pyramidal shape, which is most often found on large conifers. Both these results confirm the dependence of some bird species on the occurrence of parks with large old trees (deciduous as well as conifers) in the urban habitat. These bird species can be generally referred to as woodland species. This is why we decided to analyse these species separately in further analyses.

Woodland species

The occurrence and diversity of birds which prefer woodland habitats significantly increases with the occurrence of round-headed forms of tree crowns, the overall percentage of the treetop coverage and the representation of parks in the land cover, whereas it decreases with increasing representation of building in the land cover. Forest birds prefer large trees with round-headed and dense crowns in parks and avoid dense housing developments.

The more detailed analysis of forest birds (Fig. S6) shows that the pyramidal shape (typical of many conifer species) of trees is preferred by the birds which predominantly inhabit coniferous or mixed forest (goldcrest - *Regulus regulus* or coal tit – *Periparus ater*) but also wood and forest generalists (willow tit – *Poecile montanus*, dunnock – *Prunella modularis*, robin – *Erithacus rubecula*, blackbird – *Turdus merula* or chaffinch – *Fringilla coelebs*). Surprisingly, some urban species (jackdaw – *Corvus monedula*, or collared dove – *Streptopelia decaocto*) also prefer this shape, probably within gardens and parks. The round-headed tree and shrub form (typical of deciduous species) is significantly not preferred by typical urban birds (house martin

– *Delichon urbica*, house sparrow – *Passer domesticus*, feral pigeon – *Columba livia* f. *domestica*, swallow – *Hirundo rustica*, black redstart – *Phoenicurus ochruros*) and is significantly preferred by habitat generalists (robin – *Erithacus rubecula*, great tit – *Parus major*, chaffinch – *Fringilla coelebs*, blackcap – *Sylvia atricapilla* or chiffchaff – *Phylloscopus collybita*), broad-leaved woods specialists (spotted flycatcher – *Muscicapa striata*, wood warbler – *Phylloscopus sibilatrix* or nuthatch – *Sitta europaea*) but also species specific to coniferous woods (coal tit, both *Regulus* species or dunnock – *Prunella modularis*).

Landcover

The analysis of the effect of particular land-covers found in the urban habitats shows two well-defined and supported groups of nesting birds. The best differentiated groups are species which occur near buildings, despite these are the real building breeder (feral pigeon – *Columba livia* f. *domestica*, swift – *Apus apus* or sparrows – *Passer* sp.) or garden species (collared dove – *Streptopelia decaocto*, redstarts – *Phoenicurus* sp., swallows – *Hirundo rustica*, *Delichon urbica* or Fringillidae species). The second group are species typical of parks (icterine warbler – *Hippolais icterina*, fieldfare – *Turdus pilaris*, rook – *Corvus frugilegus*, great woodpecker – *Dendrocopos major* or hawfinch – *Coccothraustes coccothraustes*). The analysis of the distant birds shows again a well-defined group of birds specific to buildings. Besides this, species specific to wetlands and water bodies (heron – *Ardea cinerea*, gull – *Chroiocephalus ridibundus*, coot – *Fulica atra*, ducks – *Anas platyrhynchos*, *Bucephala clangula* and several warbler species – *Acrocephalus* sp., *Lucustella* sp.) are distributed separately, depending on the appropriate habitat.

Perception of birds by garden and park visitors

Garden and park visitors prefer some bird voices to others (Fig. 3, chi-squared = 42.3671, df = 16, p-value = 0.00035). Songbirds belonging to the agricultural landscape (skylark – *Alauda arvensis*, yellowhammer – *Emberiza citrinella*, blackcap – *Sylvia atricapilla*) and town parkland (great tit – *Parus major*, chaffinch – *Fringilla coelebs*) are preferred to birds typical of habitats such as buildings (sparrow – *Passer* sp., house martin – *Delichon urbica*, swift – *Apus apus*) and fishponds (gulls – *Chroiocephalus ridibundus*, reed warbler – *Acrocephalus scirpaceus*, coot –

Fulica atra). Visitors are neutral as regards woodland bird voices (cuckoo – *Cuculus canorus*, woodpecker – *Dendrocopos major*).

Discussion

The species richness of cities was relatively independent of the overall number of species breeding around them (Ferenc et al. 2014b). Our results show that the bird diversity in smaller towns is comparable to those found in large cities. For example, the total number of bird species in Paris suburbs was 57 in an area of 236 km² (Husté and Boulinier 2011) and 52 in Prague parks (Ferenc et al. 2014a, 543 km²). This is significantly fewer than in our research (78 species, 8.5 km²) even though the area under study was much smaller. At least comparable diversity was found in other studies within small towns as well (e.g. Biadun and Zmihorski 2011). The majority of studies have explored the larger and surrounding areas of cities, although smaller towns are more common in the Central European landscape, but a minority population lives there. In contrast to cities, which are occupied by a relatively uniform set of species which tolerate the particular conditions of a diverse and built-up environment (Pellissier et al. 2012), towns host many species of the traditional rural landscape (Garaffa et al. 2009; Mikula et al. 2014). Both smaller towns and larger cities are similar in birds to habitat pattern, although the diversity patterns are directly dependent on the overall diversity patterns of the region (Ferenc et al. 2014b). Townscape is not very different from cityscape in terms of the structure and character of the main habitats. The townscape provides the same urban environment and very similar urban habitats, albeit with less abundant populations. The total number of bird species in the town could be higher than in the city, but with lower diversity and population size (Biadun and Zmihorski 2011).

In terms of metapopulation dynamics small populations in towns represent stepping stones and connect the cities among them. Surprisingly, however, city species are insular in extension (MacDougal-Shackelton et al. 2011), and their populations are genetically uniform (Vangestel et al. 2012; Jensen et al. 2013). There may be two possible explanations. Smaller populations in towns may face higher genetically induced erosion because of drift and isolation effects (Major et al. 2014) or high predation (Thorington and Bowman 2003) and thus they are

replenished and genetically subsidised by the city populations. This allows gene flow among more distant large cities. Alternatively, city birds face a higher impact of pollution, which reduces fertility (Eeva and Lehikoinen 1995; Orłowski et al. 2014) and again results in the necessity for genetic support from the town sink populations. Towns act like a source of genes for several neighbouring cities. It is probable that take part on the genetic uniformity of urban birds.

Multivariate analyses of the bird community in the town of Třeboň gave us a picture of five well-supported groups in terms of the land-cover they prefer within the town. The best defined group includes birds which mostly inhabit buildings and gardens (represented e.g. by sparrows – *Passer* sp., feral pigeons – *Columba livia* f. *domestica* or swifts – *Apus apus*). The other well-defined and well-supported group contains park dwellers, and the third includes woodland birds, e.g. woodpeckers (Picidae). The fourth and fifth groups are merged in some analyses and include birds of the agricultural landscape and waterbirds of the wetlands.

These groups confirm what we know about the effect of urban-rural gradients on bird coenoses in towns and cities. Most studies demonstrate a functional urban-rural gradient, which is expressed as the ratio of green area against the built area. This gradient is best documented in places where urban green infrastructure is continuously connected with periurban greenland, where woodland bird coenoses gradually decrease with the loss of woody green. Forest bird species poorly penetrate the urban environment (Hodgson et al. 2007; Tremblay and St Clair 2011) and therefore they often use stepping stones such as parks (Andersson and Bodin 2009) to enter urban habitats. We tested the net effect of urban-rural gradients by filtering out the effect of vegetation structure. We were able to show that there are some woodland species specific to parks which do not occur in the suburban woodlands (e.g. *Picus* woodpecker, icterine warbler – *Hippolais icterina*, flycatchers – *Ficedula* sp. *Muscicapa* sp. , fieldfare – *Turdus pilaris* or rook – *Corvus frugilegus*).

In terms of vegetation structure most studies prove a positive humped (unimodal) effect of equal proportions of deciduous and coniferous trees (Fontana et al. 2011; Lõhmus and Liira 2013; Mycko et al. 2014). This is the logical result of better utilisation of the different spatial structure of trees and its higher diversification. A positive effect of a combination of tree and shrub vegetation is also documented, whereas herb layer has no effect. We tested more detailed

characteristics in terms of tree growth and shrub forms and the character of herb layers. Against our expectations we did not find a significant influence of detailed architecture. We were able to show the effect of only two tested forms: pyramidal, typical of conifers, and round-headed, typical of large, broad-leaved trees. This confirms the importance of the presence of both conifers and deciduous trees within urban habitats. It is quite surprising that the effect of other growth forms was low, although several species seemed to tend to inhabit preferably some specifically formed shrub forms (especially members of the family Fringillidae breed very often in small and often cut conifers in gardens – Šťastný et al. 2006). Nevertheless, the effect of these growth forms was not significant.

Additionally, we were able to show the high importance of old hollow trees with deep cavities for the diversity of woodland species. These trees host a variety of herbivores, provide a rich food supply and cavities for bird nesting (especially hollow-bound species). Furthermore, the presence of old trees in the nest surroundings increases the survival of forest hollow-bound bird species (Jackson et al. 2013) that are common in parks. Parks, where large deciduous and coniferous trees with hollows occur are considered as very important habitats within the small town. Parks are generally considered as more important for diversity than agricultural woods (Lõhmus and Liira 2013; Nilesen et al. 2013; Isaac et al. 2014), because within the park the old trees can live longer and therefore provide more habitats for hollow breeders or bark foragers. That is the reason why parks are today an important neorefugium for forest bird species, and often very rare species.

The presence of water and wetland elements helps to increase species richness, in line with other studies, and contributes to habitat diversity (e.g. Ferenc et al. 2014a). Waterbirds tend to inhabit suitable water bodies even within urban habitats (Murray et al. 2013). Even the presence of water bodies in the surroundings of the urban area may increase the bird diversity as waterbirds often use urban habitats for foraging (Dorn et al. 2011; Vaananen et al. 2011).

In concordance with the high importance of parks for diversity are the results of the questionnaire research (Navrátil et al. 2015). The visitors to gardens of chateaux and municipal parks significantly preferred the parkland bird voices to others. At the same time the visitors identified three kinds of benefits as the most important: knowledge, entertainment and relaxing activities. Green spaces within the urban habitats have without doubt a very positive

psychological effect on the city inhabitants (Roovers et al. 2002; Tyrväinen et al. 2006; Dallimer et al. 2014; Schwartz et al. 2014). Moreover, this effect increases with increasing biodiversity within these habitats (Fuller et al. 2007; Dallimer et al. 2012). The park bird community should thus play an important role as a motivating factor in general well-being, cultural tourism, physical activities (Schipperijn et al. 2013) and recovery from stress (Adevi and Mårtensson 2013). Similar effects may also apply to wetlands within urban habitats (Manuel 2003).

Conclusions

Birds in smaller towns behave similarly to those in big cities and together they constitute significant long-term stable communities. The urban-rural gradient in towns is not as significant as in cities, because the gradient effect is particularly covered with more complicated multi-layered vegetation structure. As regards management practice we emphasise the high importance of vegetation continuity from the periphery to the city centre bypassing the isolation of green patches. A proportion of deciduous and coniferous trees and their spatial heterogeneity are important for the occurrence of small songbirds. Old trees are necessary for hollow nesting bird species. Although urban environment conserving the diversity in terms of trees and birds as a biocultural product as determined by its historical developments. Due old trees have been planted, birds nest or live in the city are closely related to cultural factors. A social benefit accrues from the appearance of songbirds in large urban parks, especially spa towns, which strongly supports natural therapy, health, positive perception and good feelings of spa patients. The clear preference for songbirds by park visitors highlights the social benefit of bird diversity. Although our dataset is small and local, our results indicate their strong compliance with more extensive studies. Therefore we conclude that our results are relevant and robust and we can say that our unique description of the relationship between urban birds and growth forms of woody species should have general validity.

Acknowledgements

We are grateful to P. Šmilauer for statistic consulting. This work was supported by University of South Bohemia (GAJU 04-146/2013/P).

Supporting Information

Species list of breeding and distant birds, trees and shrubs (Appendix S1) and additional results of gradient analysis (Appendix S2) are available online. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

Compliance with Ethical Standards

Authors hereby state that they do not have any potential conflicts of interest (financial or non-financial). All human participants undertaking the questionnaire research confirmed the informed consent with the procedure of the research.

References

- Adevi AA, Mårtensson F (2013) Stress rehabilitation through garden therapy: The garden as a place in the recovery from stress. *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 230-237
- Andersson E, Bodin O (2009) Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation. *Ecography* 32:123-132
- Biadun W, Zmihorski M (2011) Factors shaping a breeding bird community along an urbanisation gradient: 26-year study in medium size city, Lublin, SE Poland. *Polish Journal of Ecology* 59: 381–389
- Bibby CJ, Burgess ND, Seddon AJE (1992) *Bird Census Techniques*. Academic Press. 302 p
- Blair RB, Johnson EM (2008) Suburban habitats and their role for birds in the urban–rural habitat network: points of local invasion and extinction. *Landscape Ecology* 23: 1157–1169
- Chace JF, Walsh JJ (2006): Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Planning* 74: 46–69
- Croci D, Butet A, Georges A, Aguejdad R, Clergeau P (2008) Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23: 1171–1186
- Dallimer M, Irvine KN, Skinner AMJ, Davies ZG, Rouquette JR, Maltby LL, Warren PH, Armsworth PR, Gaston KJ (2012) Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience* 62: 47–55

- Dallimer M, Davies ZG, Irvine KN, Maltby L, Warren PH, Gaston KJ, Armsworth PR (2014) What personal and environmental factors determine frequency of urban greenspace use? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11: 7977-7992
- Donnelly R, Marzluff JM (2006) Relative importance of habitat quantity, structure and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* 9: 99–117
- Dorn NJ, Cook MI, Herring G, Boyle RA, Nelson J, Gawlik DE (2011) Aquatic prey switching and urban foraging by the White Ibis *Eudocimus albus* are determined by wetland hydrological conditions. *IBIS* 153: 323-335
- Edwards D, Jay M, Jensen FS, Lucas B, Marzano M, Montangé C, Peace A, Weiss G (2011) Public preferences for structural attributes of forests: towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics* 19: 12–19
- Eeva T, Lehtikoinen E (1995) Egg shell quality, nest size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia* 102: 312–323
- Evans KL, Newson SE, Gaston KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151: 19–39
- Fanelli G, Battisti C (2014) Comparing disturbance-sensitivity between plants and birds: a fine-grained analysis in a suburban remnant wetland. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 60: 11-17
- Ferenc M, Sedláček O, Fuchs R (2014a) How to improve urban greenspace for woodland birds: site and local-scale determinants of bird species richness. *Urban Ecosystems* 17: 625–640
- Ferenc M, Sedláček O, Fuchs R, Dinetti M, Fraissinet M and Storch D (2014) Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 23: 479–489
- Fernandes-Juricic E (2004) Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain) implications for total and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17–32
- Fontana S, Sattler T, Bontadina F, Moretti M (2001) How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101: 278–285
- Fuller RA, Irvine KN, Devine-Wright P, Warren PH, Gaston KJ (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity, *Biology Letters* 3: 390–394
- Garaffa PI, Filloy J, Bellocq, MI (2009) Bird community responses along urban–rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90: 33–41
- Gaston K (2010) *Urban Ecology*. Cambridge, Cambridge University Press, 318 p

- Gering JC, Blair RB (1999) Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22:532-541
- Hessayon DG (2008) *The Tree & Shrub Expert*. London, Transworld Publishers, 128 p
- Hodgson P, French K, Major RE (2007) Avian movement across abrupt ecological edges: Differential responses to housing density in an urban matrix. *Landscape and Urban Planning* 79: 266–272
- Husté A, Selmi S, Boulinier T (2006) Bird communities in suburban patches near Paris: Determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13: 249–257
- Isaac B, White J, Ierodiaconou D, Cooke R (2014) Urban to forest gradients: Suitability for hollow bearing trees and implications for obligate hollow nesters. *Austral Ecology* 39: 963-972
- Jackson AK, Froneberger JP, Cristol DA (2013) Habitat near nest boxes correlated with fate of eastern bluebird fledglings in an urban landscape. *Urban Ecosystems* 16:367-376
- Jensen H, Moe R, Hagen IJ, Holand AM, Kekkonen J, Tufto J, Saether B-E (2013) Genetic variation and structure of house sparrow populations: is there an island effect? *Molecular Ecology* 22:1792–1805
- Jim CY, Zhang H (2013) Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 171–182
- Jokimaki J, Huhta E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *CONDOR* 102:838-847
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier, Amsterdam, 990 p
- Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- Lõhmus K, Liira J (2013) Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. *Basic and Applied Ecology* 14: 165-173
- MacDougall-Shackleton EA, Clinchy M, Zanette L, Neff BD (2011) Songbird genetic diversity is lower in anthropogenically versus naturally fragmented landscapes. *Conserv Genet* 12:1195–1203
- McCune B, Mefford M (2011) *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 6*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon

- Maffi L (2007) Biocultural diversity and sustainability. The Sage handbook on environment and society, p. 267-278
- Maffi L (2014) Biocultural diversity toolkit. Volume 1 – Introduction to biocultural diversity. Terralingua. 43 p
- Major RE, Johnson RN, King AG, Cooke GM, Sladek JLT (2014) Genetic isolation of endangered bird populations inhabiting salt marsh remnants surrounded by intensive urbanization, *Animal Conservation* 17: 419-429
- Manuel PM (2003) Cultural perceptions of small urban wetlands: cases from the Halifax regional municipality, Nova Scotia, Canada. *Wetlands* 23: 921-940
- Mathez-Stiefel SL, Boillat S and Rist S (2007) Promoting the Diversity of Worldviews. In: Haverkort, Bertus; Rist, Stephan (eds.) *Endogenous Development and Bio-cultural Diversity. Endogenous Development and Biocultural Diversity: Vol. 6* (pp. 67-81). Leusden: ETC/Compas
- 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: 83–92
- Murray CG, Kasel S, Loyn RH, Hepworth G, Hamilton AJ (2013) Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia* 716: 131–146
- Mycko Ł, Rosin Z, Skórka P, Tryjanowski P (2014) Urbanization level and woodland size are major drivers of woodpecker species richness and abundance. *PloS ONE* 9: e94218.
- Navrátil J, Kučera T et al. (2015) Preferences of tourists in their use of the chateau gardens: a Central and Eastern European perspective. *Journal of Tourism and Cultural Change*, in press
- Nielsen AB, van den Bosch M, Maruthaveeran S, van den Bosch CK (2013) Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* 17: 305-327
- Orłowski G, Kasprzykowski Z, Dobicki W, Pokorny P, Wuczyński A, Polechoński R, Mazgajski TD (2014) Trace-element interactions in Rook *Corvus frugilegus* eggshells along an urbanisation gradient. *Arch Environ Contam Toxicol* 67: 519–528, DOI 10.1007/s00244-014-0030-x
- Palmer GC, Fitzsimons JA, Antos MJ, White JG (2008) Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: Implications for conservation planning. *Biological Conservation* 141: 2329–2341
- Palomino D, Carrascal LM (2006) Urban influence on birds at a regional scale. A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77: 276–290.
- Pauleit S, Breuste JH (2011) Land use and surface cover as urban ecological indicators. Chapter 1.1 in Neimelä J. *Handbook of Urban Ecology*, 19–30. Oxford University Press, Oxford

- Pellissier V, Cohenb M, Boulayb A, Clergeau P (2012) Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning* 104: 181–188
- Roovers P, Hermy M, Gulinck H (2002) Visitor profile, perceptions and expectations in forests from a gradient of increasing urbanisation in central Belgium. *Landscape and Urban Planning* 59: 129-145
- Sandström UG, Angelstam P, Mikusinski P (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77: 39–53
- Schipperijn J, Bentsen P, Troelsen J, Toftager M, Stigsdotter UK (2013) Associations between physical activity and characteristics of urban green space. *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 109– 116
- Schwartz A, Turbé A, Simon L, Julliard R (2014) Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. *Biological Conservation* 171: 82–90
- Sukopp H (2002): On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74: 373–393
- Sukopp H, Numata M, Huber A (1995) *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*, SPB Acad. Publ., The Hague, 218 p
- Sutherland WJ, Newton I, Green RE (2005) *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford, 404 p
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K (2006) *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice*. Aventinum, Praha.
- ter Braak CJF, Šmilauer P (2012) *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination (version 5)*. Microcomputer Power, Ithaca. 496 p
- Thorington KK, Bowman R (2003) Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26:188-196
- Townsend M, Weerasuriya R (2010) *Beyond Blue to Green: The benefits of contact with nature for mental health and well-being*. Beyond Blue Limited, Melbourne.
- Tremblay MA, St Clair CC (2011) Permeability of a heterogeneous urban landscape to the movements of forest songbirds. *Journal of Applied Ecology* 48:679-688
- Tyrväinen L, Mäkinen K, Schipperijn J (2006) Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Landscape and Urban Planning* 79: 5–19

Vaananen VM, Nummi P, Lehtiniemi T, Luostarinen VM, Mikkola-Roos M (2011) Habitat complementation in urban barnacle geese: from safe nesting islands to productive foraging lawns. *Boreal Environment Research* 16: 26–34

Vangestel C, Mergeay J, Dawson DA, Callens T, Vandomme V, Lens L (2012) Genetic diversity and population structure in contemporary house sparrow populations along an urbanization gradient. *Heredity* 109:163–172

Watson JEM, Whittaker RJ, Freudenberger D (2005) Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32: 1353–1370

Wilde HD, Gandhi KJK, Colson G (2015) State of the science and challenges of breeding landscape plants with ecological function. *Horticulture Research* 2: 14069, doi:10.1038/hortres.2014.69

Werquin AC, Duhem B, Lindholm G, Oppermann B, Pauleit S, Tjallingii S (2005) Green structure and urban planning. Final report COST Action C11. ESF COST Luxembourg

Zhang H, Chen B, Sun Z, Bao Z (2013) Landscape perception and recreation needs in urban green space in Fuyang, Hagzhou, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 13: 44–52

Tables

Table 1 Similarity patterns (results of Mantel test) comparing the species patterns of three groups of birds and trees recorded in spa town Třeboň. Significant relations are highlighted in bold letters. Explanations: r – correlation coefficient; p = proportion of randomized runs with $r(X*Y|C)$ more extreme or equal to the observed $r(X*Y|C)$; for positive association, $p = (1 + \text{number of runs } \geq \text{observed}) / (1 + \text{number of randomized runs})$.

Birds		breeding	present	distant	Trees
present	r	0.97			
	p	0.0001			
distant	r	0.285	0.272		
	p	0.002	0.004		
Trees	r	0.636	0.639	0.128	
	p	0.0001	0.0001	0.093	
Distance	r	0.134	0.167	0.009	0.014
matrix	p	0.113	0.069	0.443	0.421

Table 2 Variation of bird and woody species pattern explained by environmental variables using CCA analysis in spa town Třeboň. Only significant variables and their significant particular levels or interactions are reported (significance levels are: bold $p < 0.001$, italic $p < 0.01$, normal $p < 0.05$). The total variation was different in particular groups (values were 2.2 for breeding birds, 5.65 for distant birds and 4.56 for trees and shrubs).

	Variance	%	F-rat	P	Terms/levels
Breeding birds					
Cover of vegetation layers	0.69	31	2.560	0.0002	E1, E3
Buildings cover and height	0.62	28	2.201	0.0008	Build, Z1, Z2
Vegetation height	0.59	27	2.076	0.0004	<i>H2</i>
Crown height and shape	0.71	32	2.667	0.0002	C1, C2, C3
Spatial and age structure	0.91	41	2.122	0.0002	<i>D, Q+R</i>
Shrub compactness	0.56	26	1.376	0.0604	<i>K0</i>
Growth forms of trees	1.18	54	1.413	0.0462	F3, F4
Land-cover	1.31	59	2.196	0.0002	B, F, M, R, G+P
DCA of trees and shrubs	0.81	37	2.303	0.0002	DCA1, DCA2, DCA3
Spatial gradient	0.43	19	2.174	0.0018	N_c, E_c^2
Distant birds					
Vegetation height	0.11	19	1.312	0.0524	
Spatial and age structure	0.18	31	1.365	0.0071	<i>Q</i>
Land-cover	0.26	47	1.326	0.0021	B, R, M, G+P, We+Wa
Trees and shrubs					
Cover of vegetation layers	1.08	24	1.662	0.0004	<i>E1, E3</i>
Buildings cover and height	1.02	22	1.539	0.0048	Build, Z1
Vegetation height	0.68	15	1.488	0.0142	<i>H0, H2</i>
Crown height and shape	0.82	18	1.877	0.0006	C1, C2, C3
Spatial and age structure	1.32	29	1.522	0.0026	<i>M, D, Q+D</i>
Shrub compactness	1.32	29	1.522	0.0012	K0, K3
Growth forms of trees	2.52	55	1.373	0.0032	<i>F1+F3, F4, F5+F6, F8+F0</i>
Land-cover	2.33	51	1.434	0.0004	B, F, We, M+R, G, P

Table 3 Conditional effect of predictors in a constrained (see Fig. 2) and partial CCA ordinations of breeding birds in spa Třeboň. In partial analysis the effects of geographical coordinates and the score of the first DCA axis of trees and shrubs were excluded from the analysis by covariates (see Fig. S5).

Name	Contribution %	Explain %	pseudo-F	P	Partial contrib. %	Partial pseudo-F	Partial P
Buildings	20.4	18.7	4.4	0.0002	6.4	1.5	0.0736
Crown cover 2/3	10.9	10.0	2.5	0.0012			
Crown down to ground	8.9	8.2	2.2	0.005			
Form: round-headed	7.4	6.8	1.9	0.018	19.3	3.8	0.0002
Double-layer structure	5.9	5.4	1.6	0.05			
Vegetation height below 5 m					8.4	1.7	0.027
Form: globular					6.9	1.5	0.064
Form: open					7.2	1.6	0.033

Figures

Fig. 1 Tree and shrub forms: F1 columnar, F2 conical, F3 pyramidal, F4 round-headed, F5 open, F6 weeping, F7 prostrate, F8 globular, F9 horizontally-branched, F0 low-branched. According Hessayon (2008)

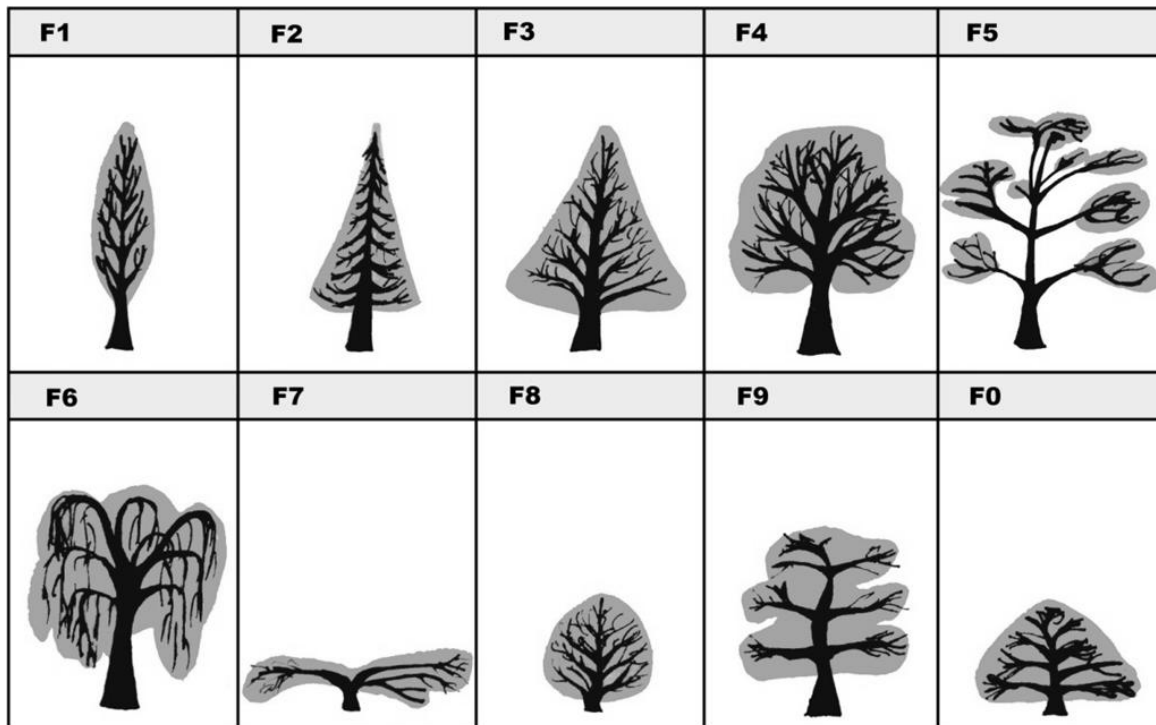


Fig. 2 Biplot of species composition of nesting birds in spa town Třeboň showing the results of CCA analysis (Table 3). Bird abundances after log transformation were related to vegetation and habitat properties. The urban-rural gradient is explained by the increasing proportion of building area against the proportion of trees along the first axis (explained variance 22.8 for species data and 46.5% for species-environment relation, respectively) and the effect of diverse vegetation structure (double-levelled shrub and tree layers with tree crowns down to the ground) along the second axis (12.6 and 25.7 %, respectively). The species are labelled by the first three letters of generic and specific names (see Appendix 1 in ESM).

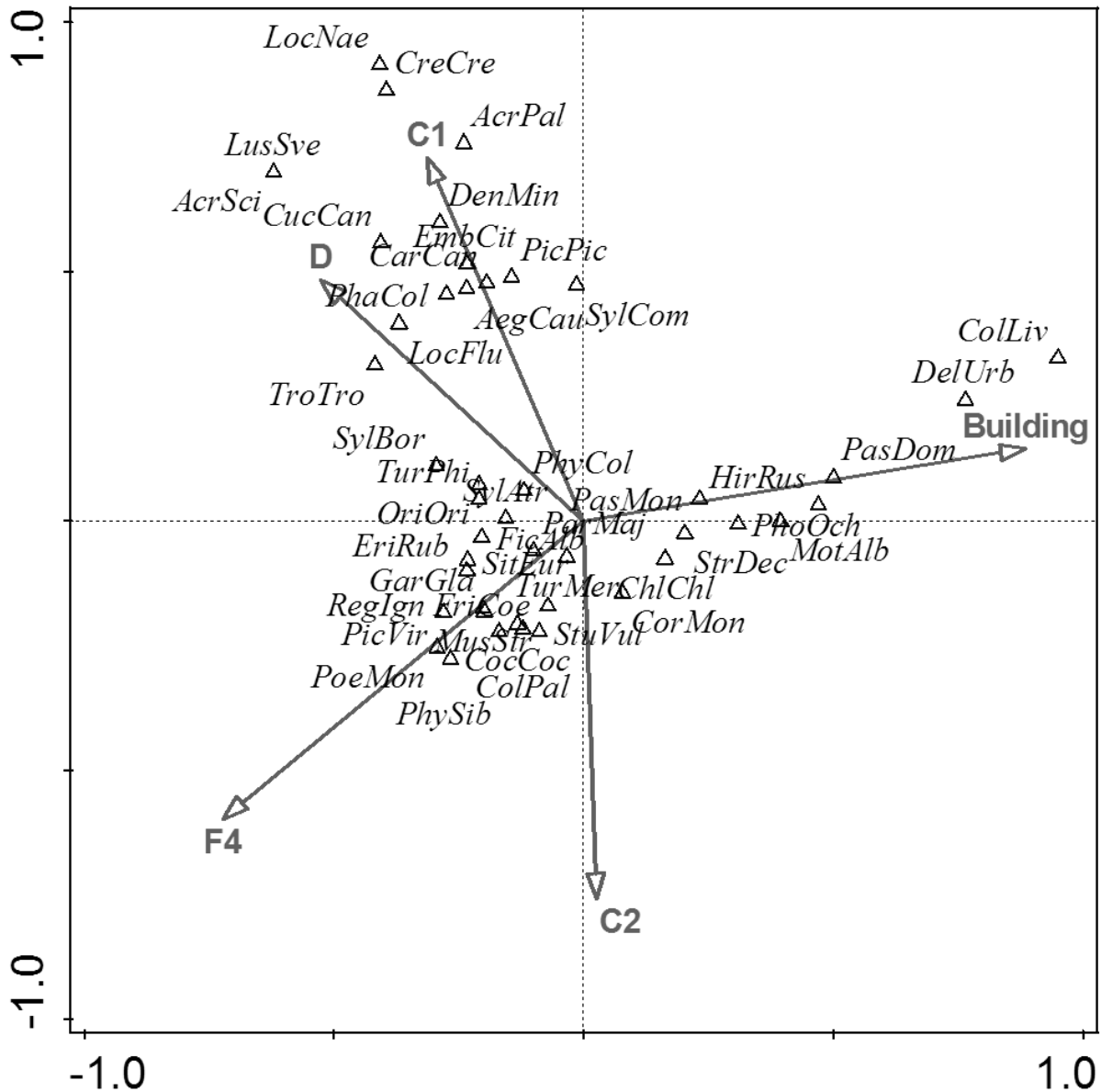
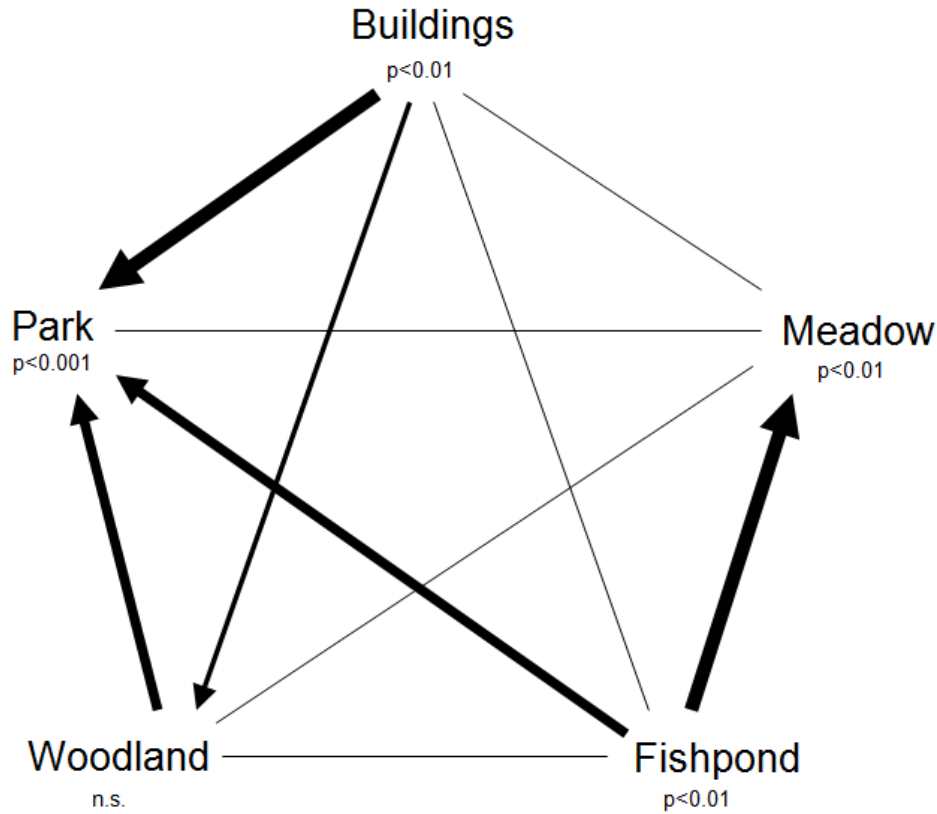


Fig. 3 Preference of birds voices of species typical for different habitats in spa town Třeboň. Respondents were visitors of chateaux garden and municipal park (n = 142). The arrows show the preference direction and the power of rejection null hypothesis of independence (chi-square test for independence, bold arrow $p < 0.001$, middle $p < 0.01$, and normal $p < 0.05$). The significance values of groups are results of chi-square tests of positive or negative preference.



Appendix 1: List of tree, shrub, and bird species recorded in 21 sampling points in spa town Třeboň (south Bohemia, Czech Republic). Numbers indicate on how many points each species occurred

Tree layer species:

Abies sp. 4 (= *A. alba*, *A. grandis*, *A. homolepis*, *A. nordmanniana*), *Acer platanoides* 8, *Acer pseudoplatanus* 1, *Aesculus* sp. 3 (= *A. hippocastanum*, *A. pavia*), *Alnus glutinosa* 3, *Betula* sp. 9 (= *B. papyrifera*, *B. pendula*, *B. pubescens*), *Carpinus betulus* 3, *Castanea sativa* 1, *Fagus sylvatica* 4, *Fraxinus excelsior* 5, *Chamaecyparis* sp. 1 (= *Ch. Lawsoniana*, *Ch. nootkaensis*), *Juglans regia* 3, *Larix decidua* 2, *Liliodendron tulipifera* 2, *Malus domestica* 6, *Metasequoia glyptostroboides* 1, *Picea abies* 6, *Picea glauca* 1, *Picea omorica* 2, *Picea pungens* 8, *Pinus mugo* 1, *Pinus nigra* 1, *Pinus silvestris* 8, *Pinus strobus* 3, *Pinus uncinata* 2, *Platanus x acerifolia* 1, *Populus balsamifera* 1, *Populus tremula* 3, *Prunus avium* 5, *Prunus domestica* 1, *Prunus persica* 2, *Pseudotsuga mensiesii* 1, *Pyrus communis* 2, *Quercus robur* 12, *Quercus rubra* 2, *Salix alba* 9, *Salix* sp. 1, *Sorbus aria* 1, *Sorbus aucuparia* 4, *Taxodium distichum* 2, *Thuja* sp. 5 (= *T. occidentalis*, *T. plicata*), *Tilia* sp. 11 (= *T. cordata*, *T. euchlora*, *T. platyphyllos*, *T. x americana*), *Ulmus* sp. 1.

Shrub layer species:

Berberis vulgaris 4, *Buxus sempervirens* 2, *Cornus* sp. div. (= *C. stolonifera*, *C. plicata*) 1, *Corylus avellana* 4, *Cotinus coggygria* 1, *Crataegus monogyna* Rosea 2, *Forsythia* sp. 1, *Frangula alnus* 5, *Hedera helix* 5, *Chamaecyparis* sp. 4 (*Ch. pisifera*, *Ch. orientalis*), *Juniperus communis* 6, *Juniperus sabina* 3, *Ligustrum vulgare* 1, *Magnolia* sp. 1, *Mahonia aquifolium* 1, *Mespilus germanica* 1, *Pinus uncinata* 1, *Pyracantha coccinea* 1, *Rhododendron* sp. div. 5, *Rhus typhina* 2, *Ribes aureum* 1, *Robinia pseudoacacia* 1, *Rosa canina* 3, *Rosa* sp. 3 (*R. glauca*, *R. rugosa*, *R. rubiginosa*), *Rubus* sp. div. 4, *Salix integra* ‘Hakuro Nishiki’ 2, *Sambucus nigra* 3, *Symphoricarpos albus* 3, *Syringa vulgaris* 6, *Taxus baccata* 5, *Thuja* sp. 7, *Viburnum opulus* 1, *Vitis vinifera* 2, *Weigela florida* 2.

Juvenile tree species in shrub layer:

Tilia sp. 5, *Acer platanoides* 3, *Carpinus betulus* 4, *Salix alba* 4, *Salix caprea* 2, *Salix fragilis* 1, *Sorbus aucuparia* 1.

Bird species

Breeding:

Acrocephalus palustris 4, *Acrocephalus scirpaceus* 1, *Aegithalos caudatus* 2, *Alauda arvensis* 2, *Anas platyrhynchos* 2, *Apus apus* 4, *Carduelis carduelis* 3, *Certhia brachydactyla* 1, *Certhia familiaris* 1, *Coccothraustes coccothraustes* 5, *Coloeus monedula* 1, *Columba livia* f. 2, *domestica*, *Columba palumbus* 8, *Corvus corone* 2, *Corvus frugilegus* 2, *Crex crex* 1, *Cuculus canorus* 5, *Cyanistes caeruleus* 12, *Delichon urbicum* 5, *Dendrocopos major* 7, *Dendrocopos medius* 2, *Dendrocopos minor* 3, *Emberiza citrinella* 6, *Erithacus rubecula* 11, *Ficedula albicollis* 7, *Fringilla coelebs* 16, *Garrulus glandarius* 7, *Hippolais icterina* 1, *Hirundo rustica* 8, *Chloris chloris* 12, *Linaria cannabina* 2, *Locustella fluviatilis* 2, *Locustella naevia* 3, *Luscinia svecica* 1, *Motacilla alba* 6, *Motacilla cinerea* 1, *Muscicapa striata* 6, *Oriolus oriolus* 8, *Parus major* 18, *Passer domesticus* 9, *Passer montanus* 8, *Periparus ater* 2, *Phasianus colchicus* 5, *Phoenicurus ochruros* 1, *Phoenicurus phoenicurus* 9, *Phylloscopus collybita* 18, *Phylloscopus sibilatrix* 3,

Phylloscopus trochilus 3, *Pica pica* 4, *Picus canus* 2, *Picus viridis* 4, *Poecile montanus* 3, *Poecile palustris* 3, *Prunella modularis* 2, *Regulus ignicapilla* 4, *Regulus regulus* 2, *Serinus serinus* 7, *Sitta europaea* 12, *Streptopelia decaocto* 14, *Sturnus vulgaris* 1, *Sylvia atricapilla* 17, *Sylvia borin* 4, *Sylvia communis* 2, *Sylvia curruca* 5, *Troglodytes troglodytes* 4, *Turdus merula* 18, *Turdus philomelos* 1, *Turdus pilaris* 5, *Turdus viscivorus* 3.

Present:

Accipiter nisus 2, *Acrocephalus palustris* 4, *Acrocephalus scirpaceus* 1, *Aegithalos caudatus* 2, *Alauda arvensis* 2, *Anas platyrhynchos* 3, *Anser anser* 1, *Apus apus* 8, *Ardea cinerea* 1, *Buteo buteo* 1, *Carduelis carduelis* 4, *Certhia brachydactyla* 1, *Certhia familiaris* 1, *Coccothraustes coccothraustes* 9, *Coloeus monedula* 1, *Columba livia f. domestica* 2, *Columba palumbus* 8, *Corvus corone* 6, *Corvus frugilegus* 5, *Crex crex* 1, *Cuculus canorus* 5, *Cyanistes caeruleus* 14, *Delichon urbicum* 5, *Dendrocopos major* 7, *Dendrocopos medius* 2, *Dendrocopos minor* 3, *Emberiza citrinella* 6, *Erithacus rubecula* 11, *Ficedula albicollis* 7, *Fringilla coelebs* 16, *Garrulus glandarius* 8, *Hippolais icterina* 1, *Hirundo rustica* 12, *Chloris chloris* 12, *Chroicocephalus ridibundus* 1, *Linaria cannabina* 2, *Locustella fluviatilis* 3, *Locustella naevia* 3, *Loxia curvirostra* 1, *Luscinia svecica* 1, *Motacilla alba* 8, *Motacilla cinerea* 1, *Muscicapa striata* 6, *Oriolus oriolus* 8, *Parus major* 18, *Passer domesticus* 9, *Passer montanus* 8, *Periparus ater* 2, *Phasianus colchicus* 5, *Phoenicurus ochruros* 1, *Phoenicurus phoenicurus* 8, *Phylloscopus collybita* 19, *Phylloscopus sibilatrix* 3, *Phylloscopus trochilus* 4, *Pica pica* 5, *Picus canus* 2, *Picus viridis* 4, *Poecile montanus* 3, *Poecile palustris* 5, *Prunella modularis* 2, *Regulus ignicapilla* 14, *Regulus regulus* 2, *Serinus serinus* 7, *Sitta europaea* 12, *Streptopelia decaocto* 13, *Sturnus vulgaris* 13, *Sylvia atricapilla* 17, *Sylvia borin* 4, *Sylvia communis* 2, *Sylvia curruca* 2, *Troglodytes troglodytes* 4, *Turdus merula* 17, *Turdus philomelos* 11, *Turdus pilaris* 6, *Turdus viscivorus* 4.

Distant:

Acrocephalus schoenobaenus 1, *Alauda arvensis* 2, *Anas platyrhynchos* 1, *Anser anser* 3, *Apus apus* 1, *Ardea cinerea* 2, *Bucephala clangula* 1, *Buteo buteo* 1, *Coccothraustes coccothraustes* 1, *Coloeus monedula* 2, *Columba livia f. domestica* 1, *Columba palumbus* 1, *Corvus corone* 3, *Corvus frugilegus* 2, *Cuculus canorus* 6, *Cyanistes caeruleus* 1, *Delichon urbicum* 2, *Dendrocopos major* 1, *Dendrocopos medius* 1, *Emberiza citrinella* 2, *Erithacus rubecula* 2, *Ficedula albicollis* 2, *Fringilla coelebs* 7, *Fulica atra* 1, *Garrulus glandarius* 1, *Hippolais icterina* 1, *Chloris chloris* 1, *Chroicocephalus ridibundus* 5, *Linaria cannabina* 1, *Locustella naevia* 1, *Oriolus oriolus* 2, *Parus major* 7, *Passer domesticus* 1, *Passer montanus* 1, *Phasianus colchicus* 6, *Phoenicurus ochruros* 6, *Phoenicurus phoenicurus* 1, *Phylloscopus collybita* 1, *Phylloscopus sibilatrix* 1, *Phylloscopus trochilus* 2, *Pica pica* 1, *Picus viridis* 3, *Regulus ignicapilla* 1, *Sitta europaea* 2, *Streptopelia decaocto* 6, *Sylvia atricapilla* 6, *Turdus merula* 11, *Turdus philomelos* 1, *Turdus pilaris* 1, *Turdus viscivorus* 2.

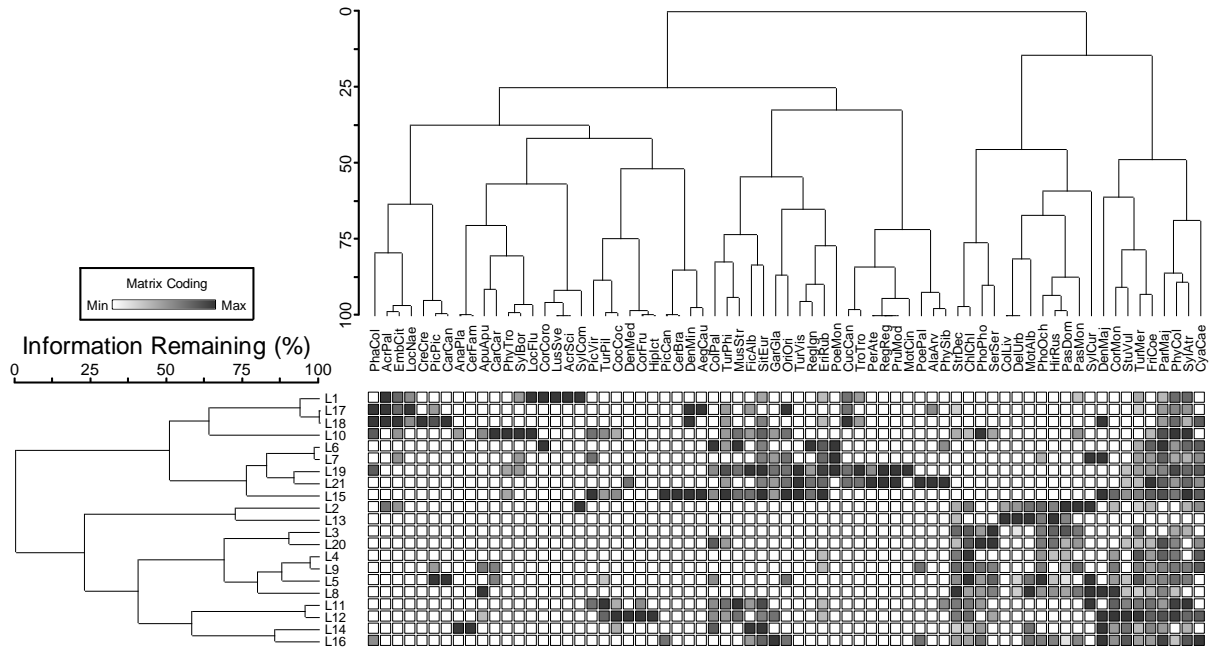
Supplementary material

Fig. S1 Map of the study area of Třeboň spa (South Bohemia, Czech Republic) showing its position in the Czech Republic and the positions of the 21 points. Source of map: <http://www.mapy.cz>.

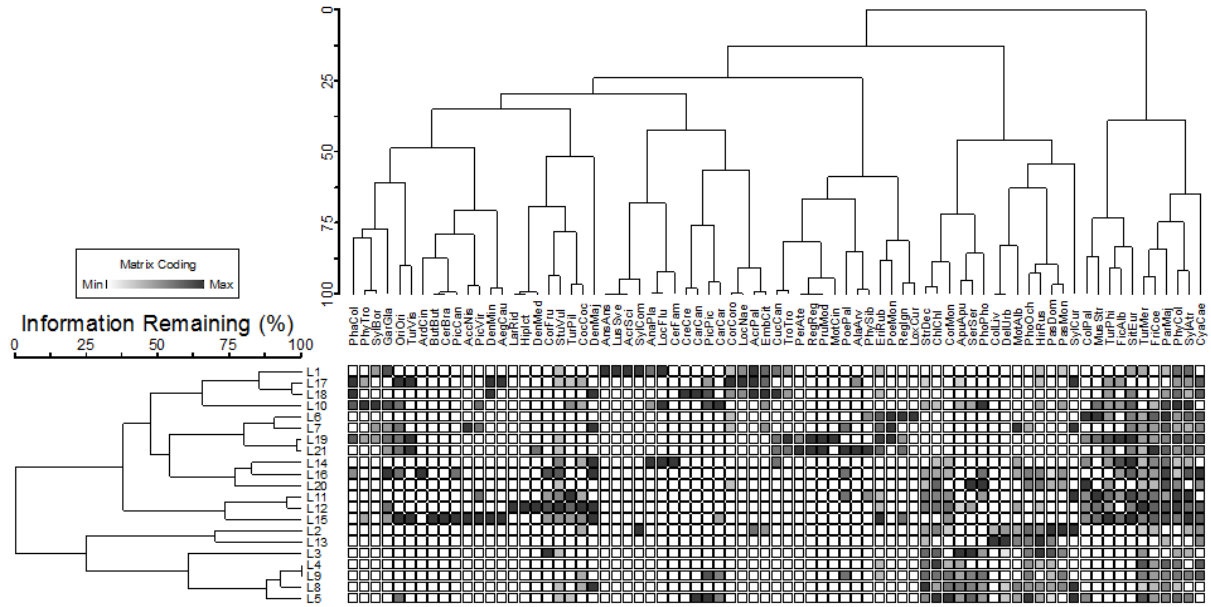


Fig S2 Two-way cluster analysis of (A) breeding, (B) present and (C) distant birds. The matrix of shaded squares represents the sample x species matrix, while the dendrograms show the clustering (Euclidean distance, Ward's method). The intensity of the shading is proportional to the abundance of the species. The axes show information remaining for sample unit (left) and species (top) clustering. The names are labelled by the first three letters of genera name and three letters of species name (see Appendix 1). Localities are coded with "L" letter.

(A)



(B)



(C)

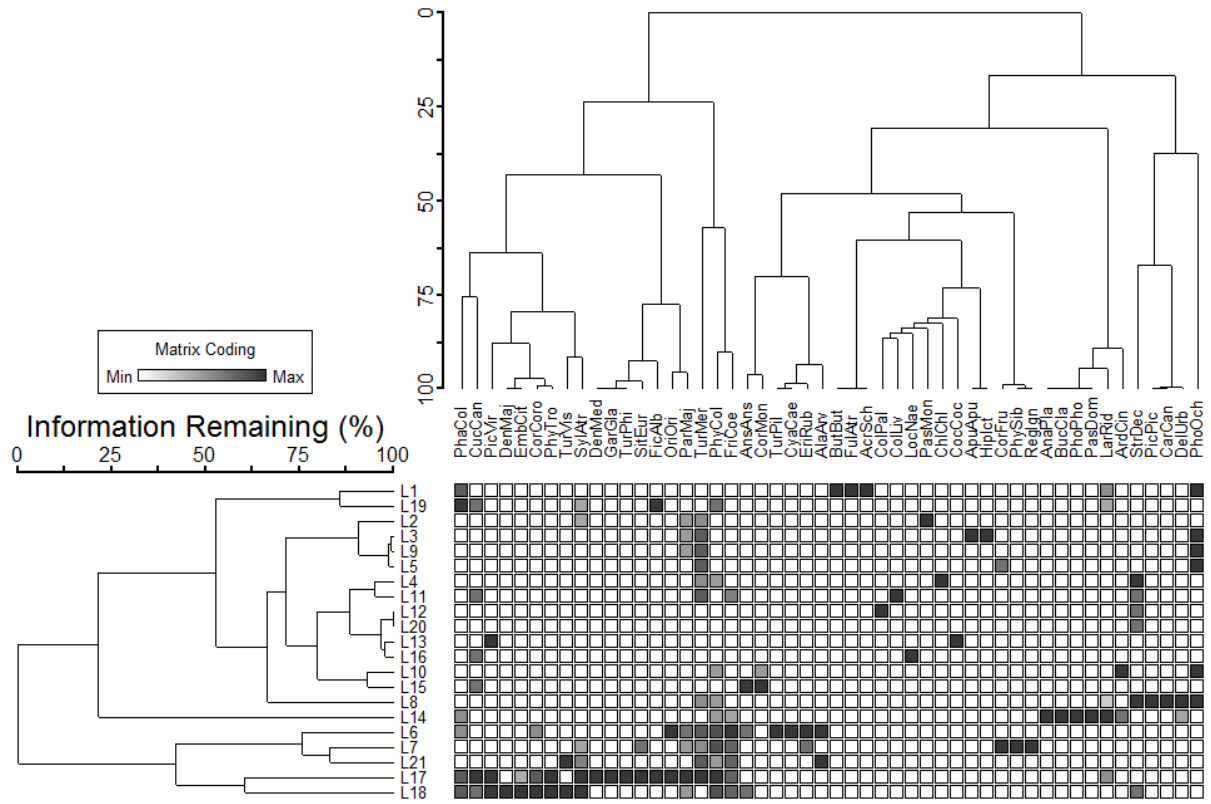


Fig S3 – Biplot diagram of CCA analysis testing the effect of the geographical position of particular sample points on the bird composition (the first axis explained 13.7 % variance of species data; the second axis explained 5.8 %). The significant effect of the orthogonal terms of coordinates in eastern (Ec2) and northern (Nc) directions are shown. The species are labelled by the first three letters of generic and specific names (see Appendix 1 in ESM).

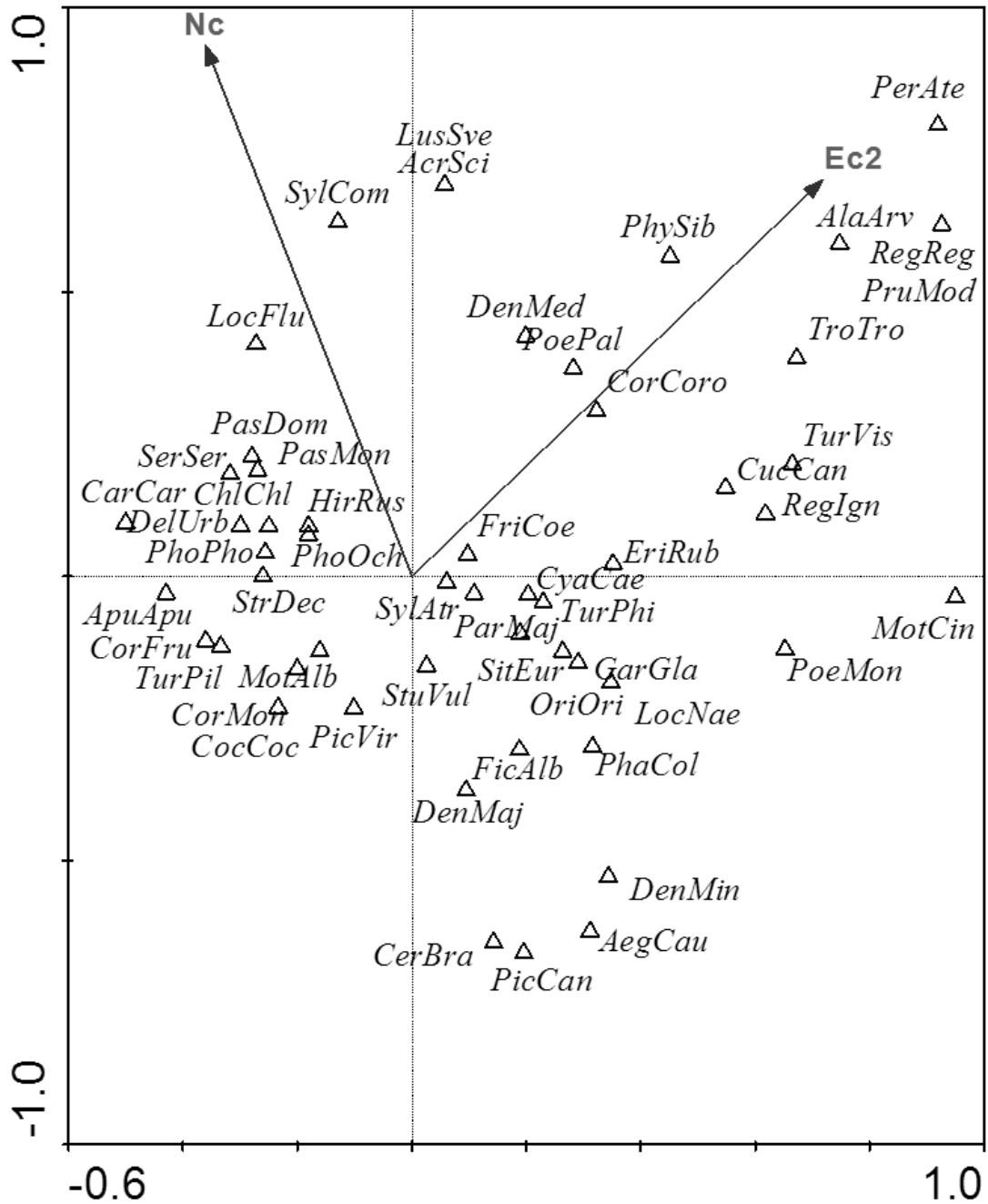


Fig. S4 DCA ordination biplot of trees and shrubs show the largest gradient (the total sum of eigenvalues 4.558) from prevailing exotic (left) to wild domestic (right) species. The first (horizontal, DCA1) and second (vertical, DCA2) axes explain 15.1 % and 7.1 % of species variation, respectively. The species are labelled by the first three letters of generic and specific names (see Appendix 1 in ASM). The scores of land-cover (LC) categories are passively projected: garden/orchard (G), buildings (B), roads (R), park/cemetery (P), meadows (M), water (Wa), forests (F), wetlands (We).

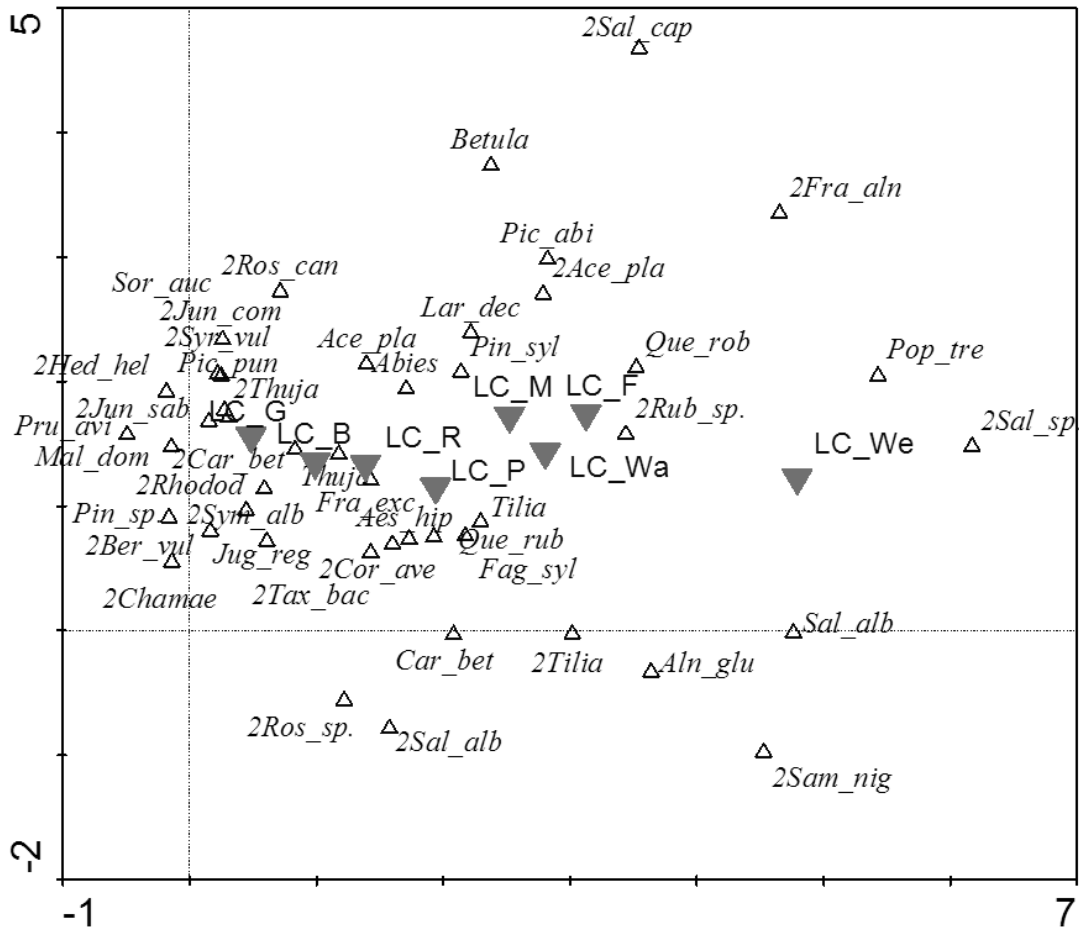


Fig. S5 Ordination biplot of partial CCA analysis of species composition of nesting birds in spa town Třeboň. Bird abundances after log transformation were related to vegetation and habitat properties, when the effects of geographical coordinates from the CCA analysis (Fig. S3) and the score of the first axis of DCA analysis (Fig. S4, describe the effect of land-cover) on the urban-rural gradient were subtracted to covariates. The urban-rural gradient is explained by the proportion of buildings and the open tree and shrub form (F5) against the round-headed tree forms (F4) along the first axis (explained variance 21.9 % for species data and 45.4 % for species-environment relation, respectively) and the effect of low (H0) and globularly formed (F8) shrubs along the second axis (12.3 and 25.6 %, respectively). Thirty six best-fitting species are shown. The species are labelled by the first three letters of generic and specific names (see Appendix 1 in ESM).

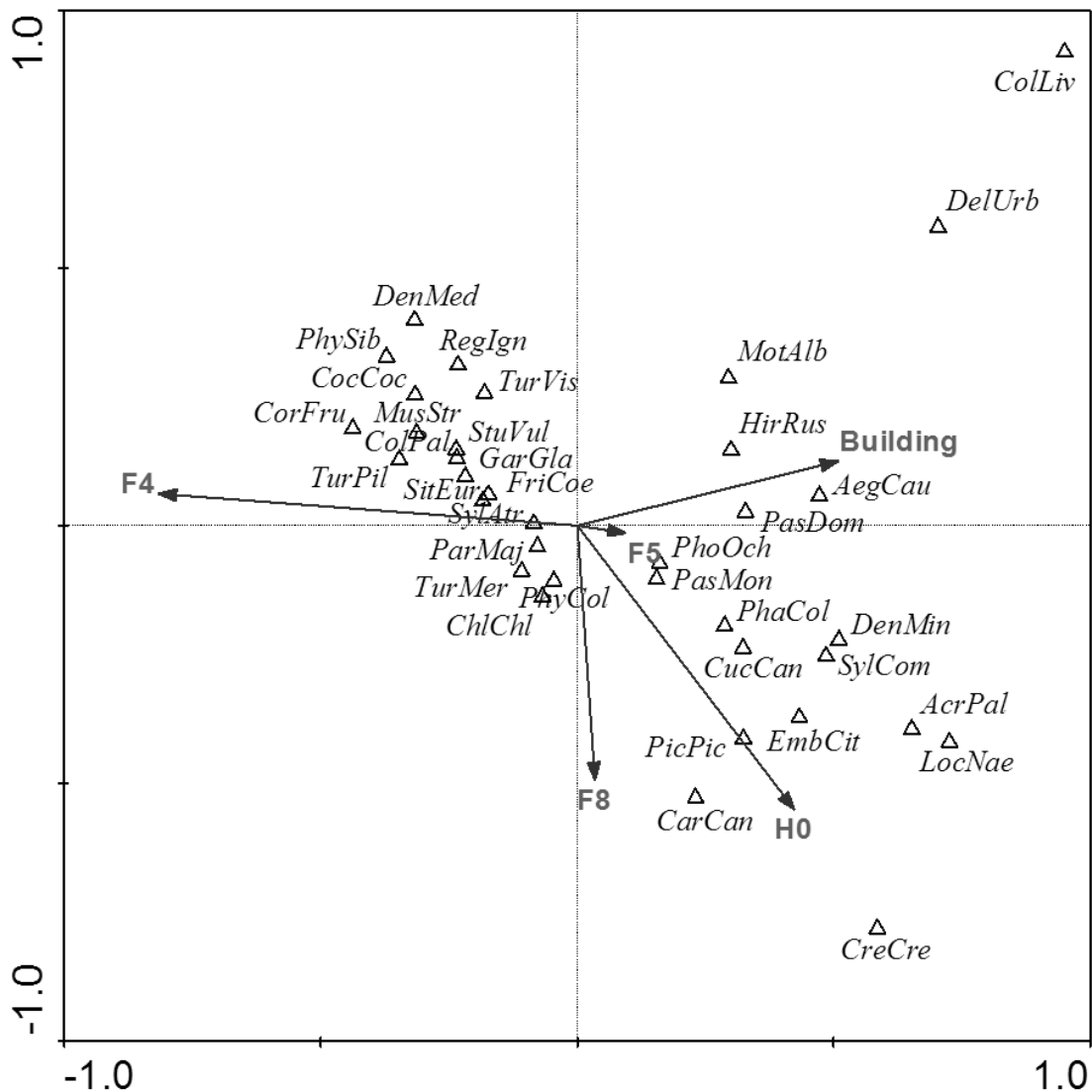
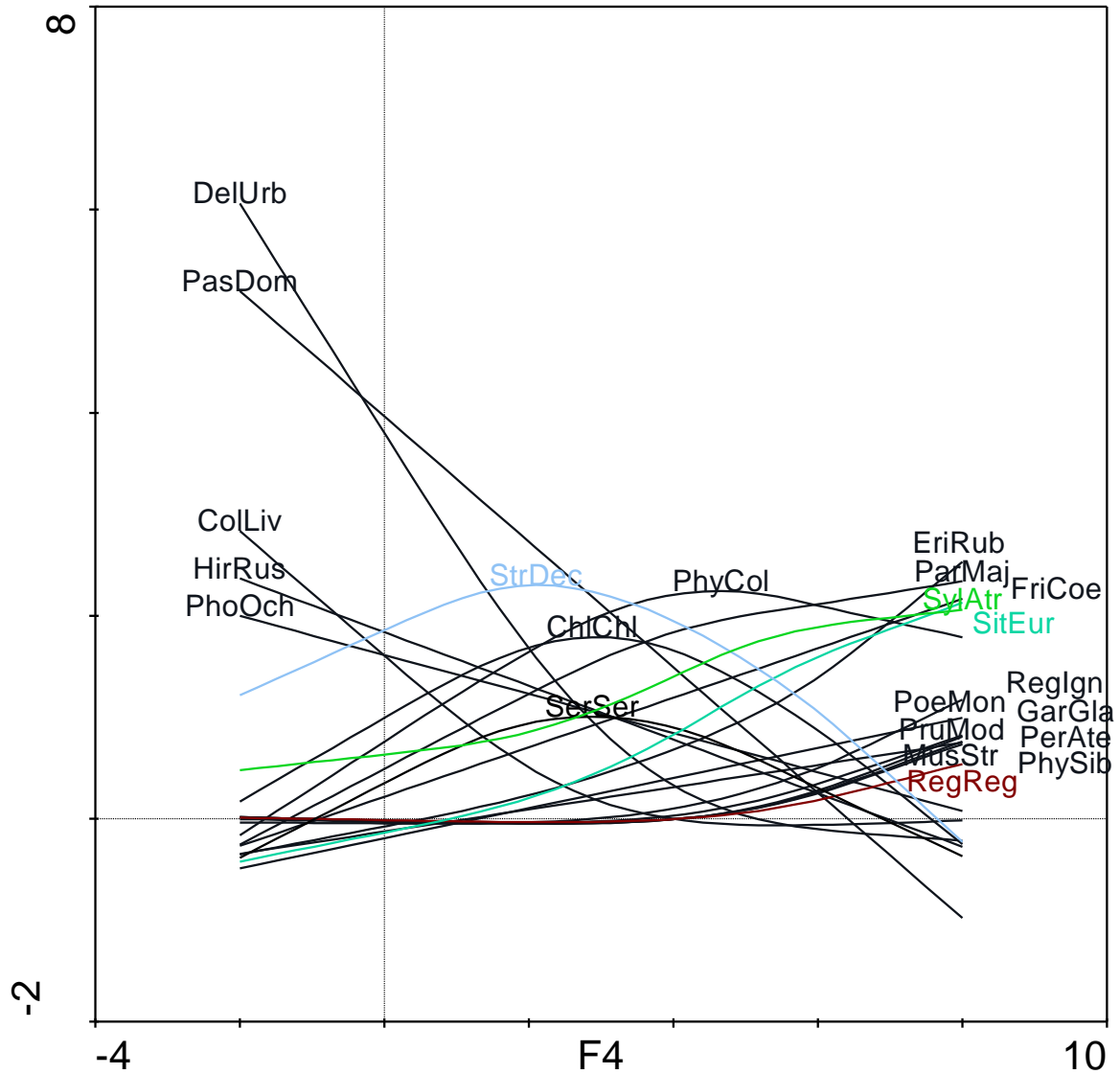
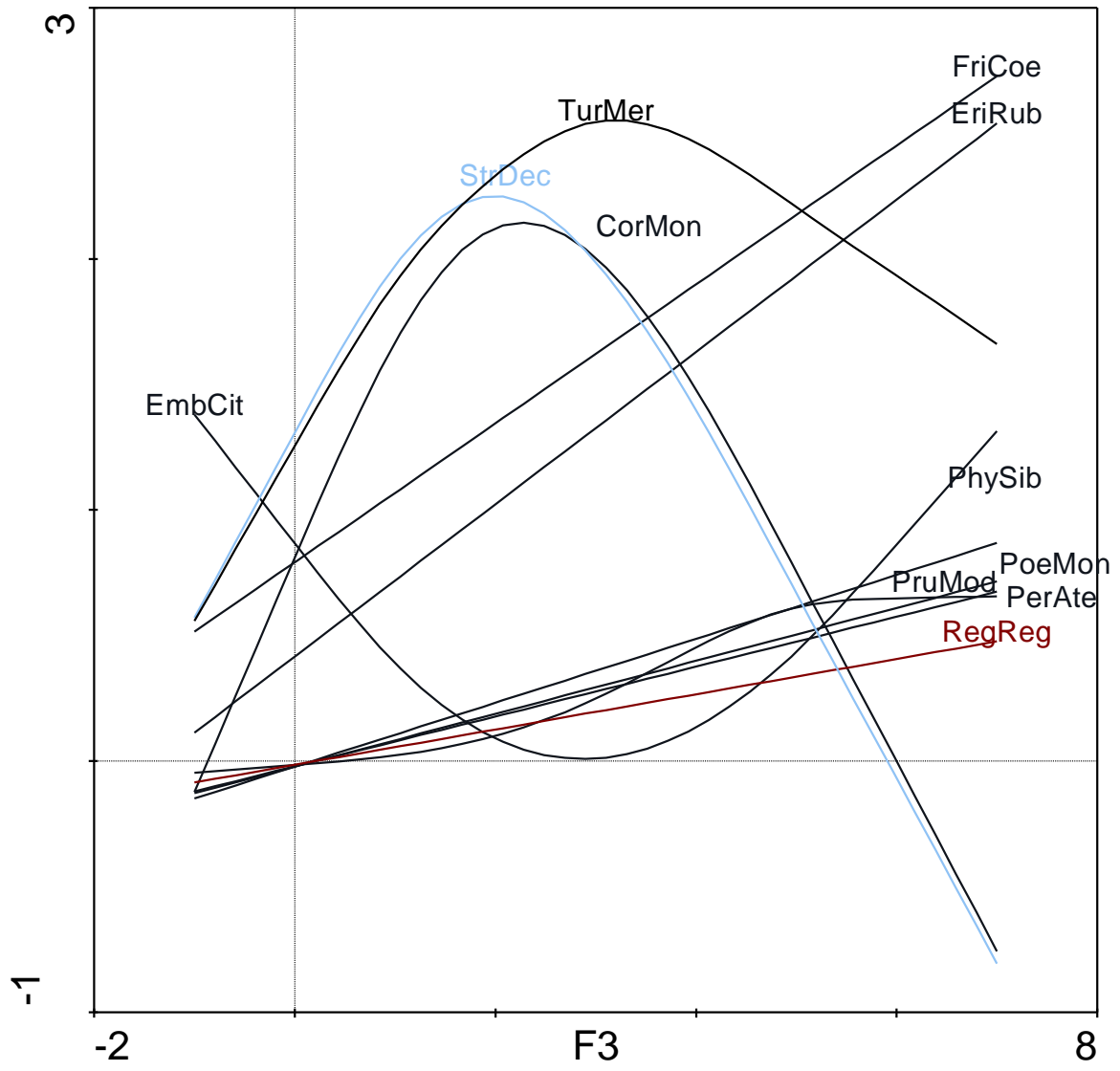


Fig. S6 Species response of breeding birds related to round headed (F4, subplot A) and pyramidal tree forms (F3, subplot B), respectively. Response curves are fitted with GAM (d.f. = 2, stepwise selection using AIC, Gaussian distribution). Significance level based on the F statistics for all species $p < 0.05$. The species are labelled by the first three letters of generic and specific names (see Appendix 1 in ASM).

A)



B)



6.2. Druhý rukopis (koncept)

Social benefits of living nature for human good feeling (perception)

Social benefits of living nature for human good feeling (perception)

Petra Kloubcová^a, Gabriela Havlíková^b, Josef Navrátil^b, Tomáš Kučera^a

^a Department of Ecosystem Biology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

^b Department of Biological Disciplines, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

Abstract

Introduction

Recently, with the growing rate of urbanization, people move to the cities and (especially in larger cities) are increasingly isolated from nature, which can have far-reaching consequences for them. It is proven that nature (not necessarily the wilderness itself, but also the green areas of the towns and cities) has a positive effect on both physical and mental health. The urban nature belongs both green (urban parks, gardens, street greenery, lawns, urban and suburban forests, cemeteries and greenbelts; Dallimier et al. 2012) and blue infrastructure (water areas and water features), respectively. Such places can be for many residents the only contact with nature.

Many studies confirm the high importance of urban green spaces for human well-being, for example Tyrväinen et al. (2007) reported an increase of the quality of life in cities, Dallimier et al. (2012) added an improvement of the physical health and psychological well-being of the population, recovery and healing of diseases, treatment of stress (for example garden therapy; Adevi & Martensson, 2013). Also the aesthetic, cultural, and historical values of green infrastructure and providing pleasant places to stay play a significant role (Tyrväinen et al. 2007). A potential for improving social interactions is also important (Adevi & Martensson 2013). Furthermore, green spaces within cities can be useful as places for biodiversity conservation (eg. Dallimier et al. 2012), they can improve the quality of the landscape, or perform ecological functions (Schipperijn et al. 2013). However, recreational

activities may also have negative effect on wildlife in the frequently visited areas (Heer et al. 2003).

Sometimes we can also see negative reactions from the public to the green spaces, in terms of safety (feeling not safe) or aesthetics (some components, eg. old trees, can be perceived as not aesthetic or well-tended). For example, too dense vegetation is perceived negatively just for safety reasons (Zhang et al. 2013). Also, various projects of ecological restoration of these areas do not always meet with the approval of the public – for example tourists sometimes have concerns that recovery may lead to visual unattractiveness of the area (van Marwijk et al. 2011). All this may be improved by better public awareness.

People have of course certain expectations from the green infrastructure. They either come with some specific requirements, or their perception is only subconscious, in both cases the nature affects them, they perceive its value, and its quality has a demonstrable effect on them. The extent of effect and of attractiveness of the green spaces is mainly determined by its quality and quantity, as well as its accessibility (Tyrväinen et al. 2007). People subconsciously get good feeling from the places that they perceive as diverse and various (Dallimier et al. 2012). Primarily the static components (trees, flowering plants, etc.) are perceived, from the mobile fauna mainly birds are registered (especially their singing, which supplements the natural environment), then for example butterflies and other visually interesting animals.

The motivations for visiting green spaces are various, the most common seems to be relaxation, recreation, staying in natural environment and seeing natural (Fuller et al. 2007) and historical components on that place. Tyrväinen et al. (2007) reported important properties of green spaces (that are convenient for a visit and well-being): peace, a feeling of the natural environment, and near-natural aspect.

Special type of urban green spaces are chateaux parks and gardens. They had more values, from representative and collectible to economic and education importance in the past. Today their role is especially a high aesthetic, cultural, historical and natural values. Chateau parks and gardens are located close to the aristocratic residences, and since the time of their foundation they are used as places for pleasant spending of leisure time. In the questionnaire research of our study, we focused on visitors of the chateau park in a small spa town (Třeboň) and other two chateau parks (Hluboká nad Vltavou and Český Krumlov) in South Bohemia. We tested the visitors' preferences of single elements in the park, motivation for

visit, the perception of biodiversity and natural values, or possible financial evaluation of attractiveness.

The research follows a previous one (Navrátil et al. 2015), extending the previous one by perception of birdsong and its positive influence on the good feeling of visitors in the park. We recognised what types of birdsongs are preferred, sorted according the environment in which the birds live.

Materials and methods

Study area

Our study was located in three gardens in South Bohemia, Czech Republic, near well known and popular chateaux; they share a common history with. The gardens have slightly different attributes; therefore they are logically attracted by different motivation groups of people.

Třeboň is a spa town; the main emphasis is put on relaxation and promotion of well-being. We can find here a Renaissance Chateau, with a chateau garden (ca 5 ha), connected with an integral municipal park inside the town (Navrátil et al. 2015). The total continuous green area is almost 10 ha. The garden consists of a park meadow with solitary trees, lined with stands. There is also a parterre with flower beds, two-stage terrace, deciduous solitaires, and groups of conifers, as well as azaleas, rhododendrons, and flower beds of annuals (Pavlátová & Ehrlich 2004).

The importance of the Český Krumlov town is primarily cultural. The major purpose of visit is sightseeing (this town is important as a UNESCO World Heritage Site); the aim of the town and the park is to attract visitors. The Baroque garden in Český Krumlov was formed according to the principles of the Viennese Belvedere Rococo style, later a Romanticist garden. In 19th century it was changed to a new modern English landscape park, which was restored in 1970's (Navrátil et al. 2015).

In Hluboká, the chateau rebuilt formerly a Gothic castle restored later to Renaissance chateau in Neo-Gothic romantic “Windsor-like” style; the large English landscape park contains also a small winter garden and a riding hall. This park is significant by exceptional landscape architecture inspired by Bad Muskau, formed by Theodor Rehder, son of

Muskauer garden director Jacob Heinrich Rehder. It is an example of aristocratic landscaping in the style of William Kent and Humphrey Repton (Hunt 2004).

Data sampling

The data were collected by questionnaires in three parks (Třeboň, Hluboká, and Český Krumlov), in years 2013–2014. The respondents were asked to assess the degree of the importance of some aspects on a five point Likert scale, where 5 means “very important for me”, contrasting to 1 “not important for me at all”. In this way, we detected their motives of visitation (visiting chateau; having a rest in pleasant environment; getting to know the representation in the surroundings of the chateaux, visiting a place with an interesting history; or having a snack or lunch, dog walking or having fun. The degree of the attractiveness of these elements was tested: accessible lawn with seating, flowerbeds, flowering shrubs, ornamental trees, old trees, well-treated roads and enough seats, children’s playground, mini zoo, live music, and learning about cultural and landscape history.

The respondents were also asked about their satisfaction with the infrastructure in the park (parking, refreshments, toilets, seats), and about their interest in information (information boards, potential tour with a guide, etc.). Then their opinion on the dogs and cyclists was tested. We also examined the socio-demographics of the respondents (gender, age, distance of the place they live).

Each respondent was asked to estimate the number of tree and shrub species in the park. Next, respondents listened to two recordings of birdsong from which they chose the one they perceive more pleasant. The birds were sorted into five groups – birds belonging to agricultural landscape (skylark – *Alauda arvensis*, yellowhammer – *Emberiza citrinella*, blackcap – *Sylvia atricapilla*), woodland (cuckoo – *Cuculus canorus*, woodpecker – *Dendrocopos major*), built habitat (sparrow – *Passer sp*, house martin – *Delichon urbica*, swift – *Hirundo rustica*), fishpond (gull – *Chroicocephalus ridibundus*, reed warbler – *Acrocephalus scirpaceus*, coot – *Fulica atra*), and town parkland (great tit – *Parus major*, chaffinch – *Fringilla coelebs*). Ten pairwise choice sets were created this way, when random choice was presented to each respondent.

Data analysis

Significance of differences in motivations and park elements grouped by the different segmentation factor was tested using non-parametric Kruskal-Wallis test due the non-normal

distribution of respondent's assessments. The estimated tree and shrub species richness was computed after logarithmic transformation of species numbers, and analyzed using factorial ANOVA nested by park, with repetitions of seasonality nested in park. The differences in the average values of richness were investigated with the Tukey HSD unequal N post-hoc test. Each pair-wise combination of bird voice preference was tested separately using chi-square test of independence.

Principal component analysis (PCA) was used to describe and check the relationships between particular answers. The resulting groups are ideally orthogonal along four PCA axes. To avoid the collinearity the values of PCA scores were assigned to all respondents to identify their belonging to motivation groups.

Results

Socio-demographic characteristics of the visitors

The total number of respondents in all three gardens was 442 (Třeboň 142, Hluboká 150, Český Krumlov 150 respondents), 58 % of women. The most frequent age was between 26–35 years (32 % of respondents), then 18–25 years (20 %), 36–45 years (17 %), 46–55 years (16 %), 56–65 years (10%), and over 66 years 6 % of respondents. Significantly more of elderly visitors (the two last age categories – 19 and 13 %) occur in spa town Třeboň. In terms of distance of the place they live, most respondents come from more than 100 km away (34 %), 24 % from distance of 51–100 km, 17 % from 21–50 km, 15 % from 6–20 km and local inhabitants are 10 %. In Třeboň spa, 70 % of visitors come from a distance greater than 50 km (35 % 51-100 km and 35% above 100 km). In Český Krumlov most visitors (tourists) come from the largest distance (43 % above 100 km), while local inhabitants are only 5%. We were also interested how many parks do people visit per year. Most people (55 %) visit 2–5 parks per year, only 17 % of our respondents visit more than 5 parks a year. The least number of visited parks were detected among respondents in Třeboň, we found there 14% of spa guests.

Main motives to visit the garden

First, we investigated the main motives of garden visitation (Fig. 1) – on the first place is having a rest (average value 4.1), second reason is getting to know the representative area in the surroundings of the chateaux, visiting a place with an interesting history in relation to visit the chateau. Having a snack or lunch, dog walking or having fun are the last motives of

visiting a park. On average, 57% of respondents visited the chateau. In Český Krumlov it was even 71%, in Hluboká 66%, while in Třeboň only 33%.

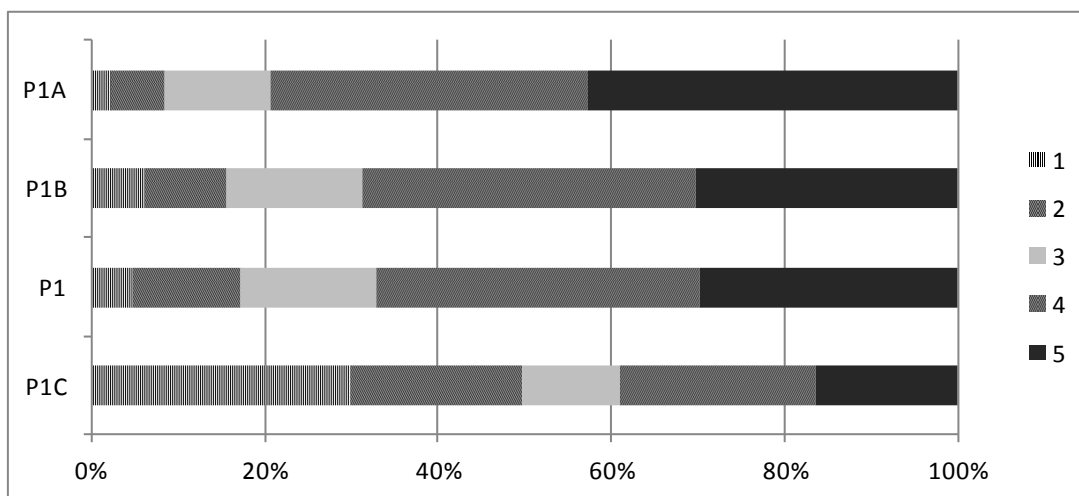


Fig. 1: Percentage of individual responses on motivation to visit; P1A – having a rest in pleasant environment; P1B – getting to know the representation in the surroundings of the chateaux, visiting a place with an interesting history; P1 – visiting chateau; P1C – having a snack or lunch, dog walking, or having fun. For summary statistics see Table S1 in Supplementary material.

The value of elements in the garden

The respondents were asked about their satisfaction with the park, the average value was 4.62 (4.94 in Třeboň, 4.39 in Hluboká, and 4.54 in Český Krumlov). Well-treated roads and enough seats (average 4.3) have the highest evaluation, on the contrary, the smallest value (average 2.7) have a children’s playground, mini zoo and live music, respectively (Fig. 2).

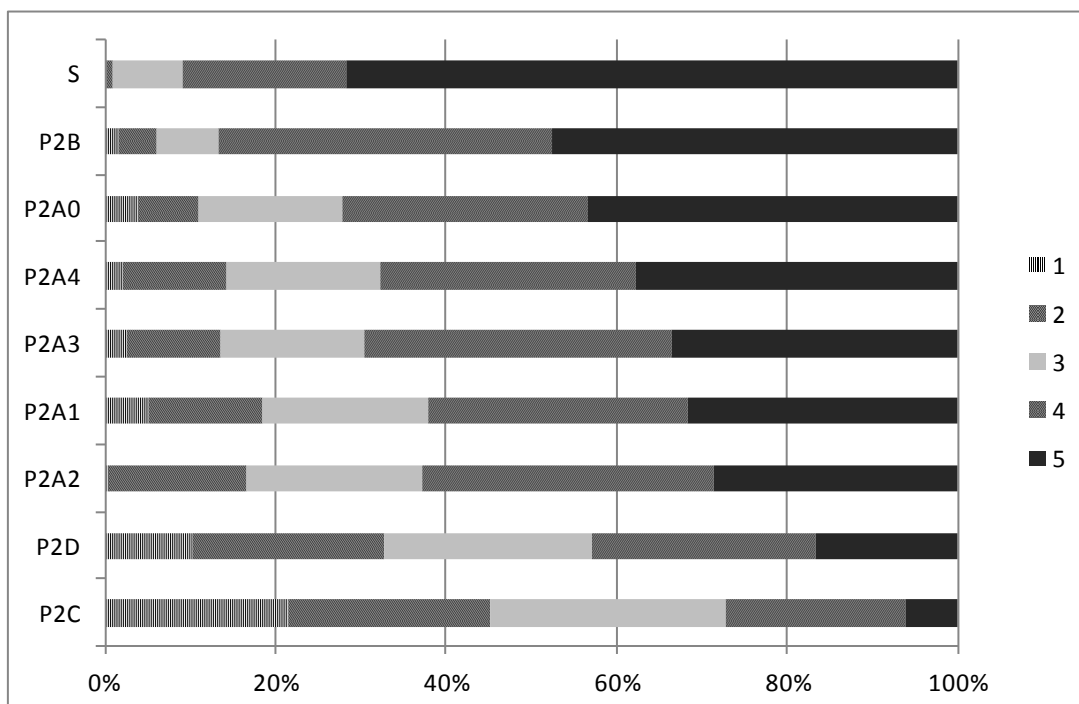


Fig. 2: Percentage of evaluation of elements in the garden; S – the overall respondent's satisfaction in the park; P2B – well-treated roads and enough seats; P2A0 - accessible lawn with seating; P2A4 – old trees; P2A3 – ornamental trees; P2A1 – flowerbeds; P2A2 – flowering shrubs; P2D – learning about cultural and landscape history; P2C – children's playground, mini zoo, live music. For summary statistics see Table S1 in Supplementary material.

The differences between the three parks

Some aspects are in all three parks perceived in a similar way; however, we can find a variety of local differences (Fig. S1). In Třeboň, there is a lack of interest in potential guided tour in the park; respondents visit only few parks a year; the general interest in information is relatively low here. Maybe because of the location of the park, a lot of respondents only go through the park or walk a dog. The highest satisfaction with the infrastructure (seats, refreshments, toilets and parking) is here and also the biggest disagreement with cyclists (only 8% of respondents would allow a bicycle parking rack and a dedicated area for cyclists and 57% of the visitors would ban their entry to the park). On the contrary, in Hluboká and Český Krumlov almost half of the respondents would tolerate or welcome bicycle parking rack and a dedicated route. Also in these two parks, the interest in information about landscape and cultural history is higher than in Třeboň. In Český Krumlov, a lot of visitors would appreciate a guided tour. Respondents in Hluboká and Český Krumlov also visit more parks per year than in Třeboň. In Hluboká, people estimated a higher number of shrub species. In Český Krumlov we found higher proportion of younger visitors coming from greater distances (more tourists).

Interest in information

A total of 51% of visitors want to learn more about tree and shrub species in the garden. In Třeboň and Český Krumlov information boards are missing, nevertheless, the visitors in Třeboň spa are not interested in more information, compare to other parks. We can see a similar lack of interest in the potential tour with a guide. Nearly half of people (44%) reject it, 38% want it for free. The absolute minimum would to pay more than 2 EUR (2% of respondents), 17% of the visitors would pay it. The slightest interest in any tour seems to be in Třeboň (65% of people rejects it).

Motivation groups

Respondents are classified into several groups according to their motivation of visiting the park, which were defined along the four PCA axes (Fig.S2). The 1st PCA axis distinguished a major motivation knowledge that was represented by groups of knowledge-

oriented people who visited the chateau and want to see the representational surrounding of it. They want to learn about the cultural and landscape history; they are interested in information boards about the trees in the park (even if they already have found some boards there), as well as they would like a potential tour with a guide (for 2 €). The old trees, flowering shrubs, ornamental trees or flowerbeds represent a high value to them. Overall, these visitors reflect the greatest satisfaction in the park. The opposite group represent the youngest people (less than 25 years), living here (or up to 5 km); they just go through the park or walk the dog. They are not interested in a guided tour in the park; they even do not visit parks at all. According to these respondents, the dogs could be off leash in the park.

The 2nd PCA axis reflects the second most important motivation to have a rest, there are predominantly people between 46-55, 56-65 and over 66 years, especially women, often living in great distances (over 100 km), they could be spa visitors who go to the park to relax and stay in pleasant environment, they require well-treated roads and enough seats. The park maintenance work would disturb them (because they came to have a rest here). A guided tour would be welcomed (for free). Contrary, the opposite group included active tourists. The most frequent age is between 26 and 35 years. These people visit even 6 or more parks per year; they often search the information in guidebooks. They would like a bicycle parking rack and a dedicated area for cyclists. They evaluate the park infrastructure (the number of benches, the refreshments, parking places and toilets) very positively.

The 3rd and 4th PCA axes defined last differing motivation groups. The fifth group includes men who do not visit parks at all, they would forbid the entry of both cyclists and dogs, and they do not want music there. The sixth group consists of the youngest respondents who would permit a bicycle parking rack and area for cyclists. They appreciate open lawn with seating. The last motivation group was parents with children; they prefer having rest in the park, they want a children's playground and mini zoo there. They evaluate the flowerbeds, flowering shrubs, ornamental trees, and old trees with the highest values, and would pay for a guided tour to 50 CZK. They appreciate well-treated roads and enough seats.

Estimation of plant species richness

We asked the respondents about the number of species of trees and shrubs in the park, the estimation should reflect their perception of biodiversity. The average estimations in individual parks are relatively balanced; tree species estimation in Třeboň was 24 (± 13.7),

in Hluboká 25 (± 13.3), in Český Krumlov 22 (± 11.0); shrub species in Třeboň 23 (± 12.0), Hluboká 26 (± 17.8), and in Český Krumlov 20 (± 14.7).

The highest number of tree and shrub species was estimated in Hluboká, which reflects the real situation – there is the most significant tree layer (presence of exotic species) and also a lot of shrub species. In Třeboň, native species of trees are dominant, there is a few of shrub species, especially rhododendrons. The lowest number of tree and shrub species was found in Český Krumlov, which corresponds to the estimation – the respondents assessed here the lowest numbers of all the parks.

We also examined the estimation of diversity of trees and shrubs in the park depending on the resident status (Fig. 3). Although these differences were significant for both the shrubs and trees in Český Krumlov, after logarithmic transformation of species richness only shrub richness differs between Hluboká and Český Krumlov parks.

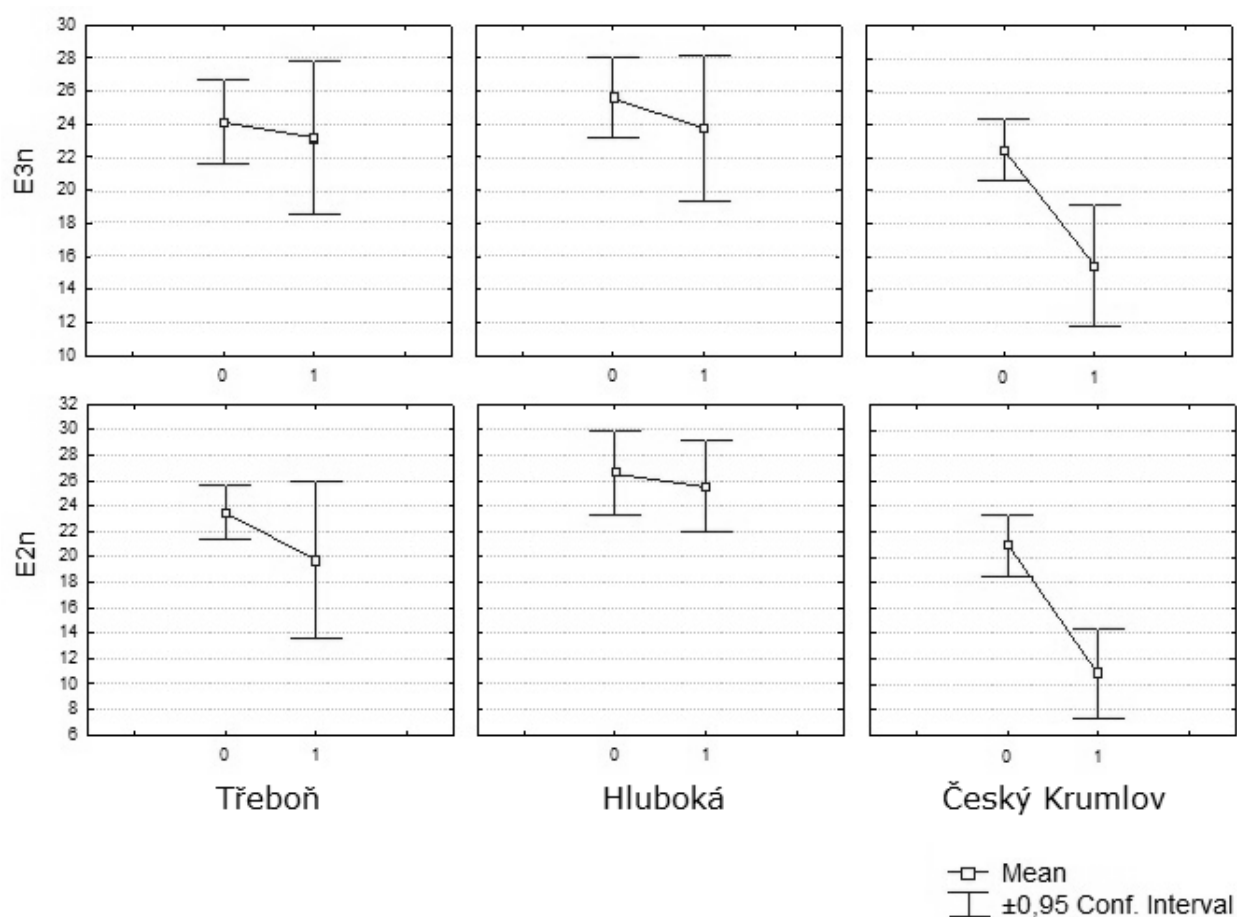


Fig.3: The estimation of tree species (E3n) and shrub species (E2n) depending on the residential status of visitors in three parks in south Bohemia. The Tukey HSD post-hoc test show only significantly different values between shrub estimations in Hluboká and Český Krumlov.

Following analysis investigates whether a season has effect on the estimation of the number of species. Our hypothesis was, that for example in Třeboň, where Rhododendrons are majority shrub species, respondents would estimate higher number of shrub species in May and early June, when they are flowering with various colors. On the contrary, the lowest numbers are estimated in this season in this park (Fig. 4). Interesting results came also from Hluboká garden, where noticeably higher numbers of shrub species are estimated in autumn compare to Český Krumlov (Table S3), which can be explained by diversity of colors of leaves in this season.

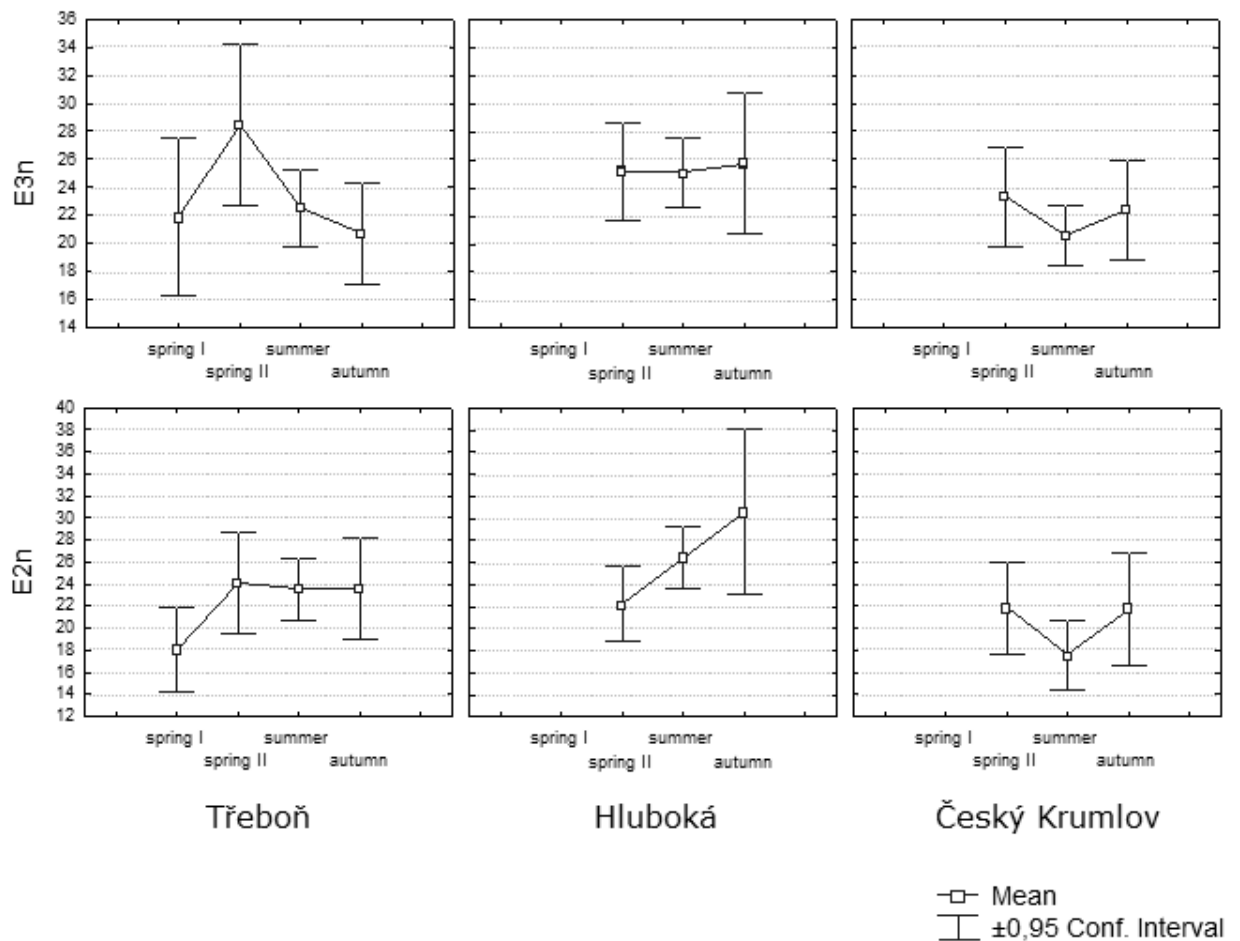


Fig. 4: The estimation of tree species (E3n) and shrub species (E2n) depending on the seasonality; spring I – May and early June; spring II – June; summer – July and August; autumn – September and October. The Tukey HSD post-hoc test show only significant different values between summer shrub estimation in Hluboká and Český Krumlov.

The preference of birdsong

The test of preference of birdsong has a clear result, the park bird species are significantly the most positively perceived group of birds. Also the birds of agricultural

landscape are preferred before the birds typical for habitats such as buildings or fishpond. Woodland bird voices have the neutral perception (Fig. 5).

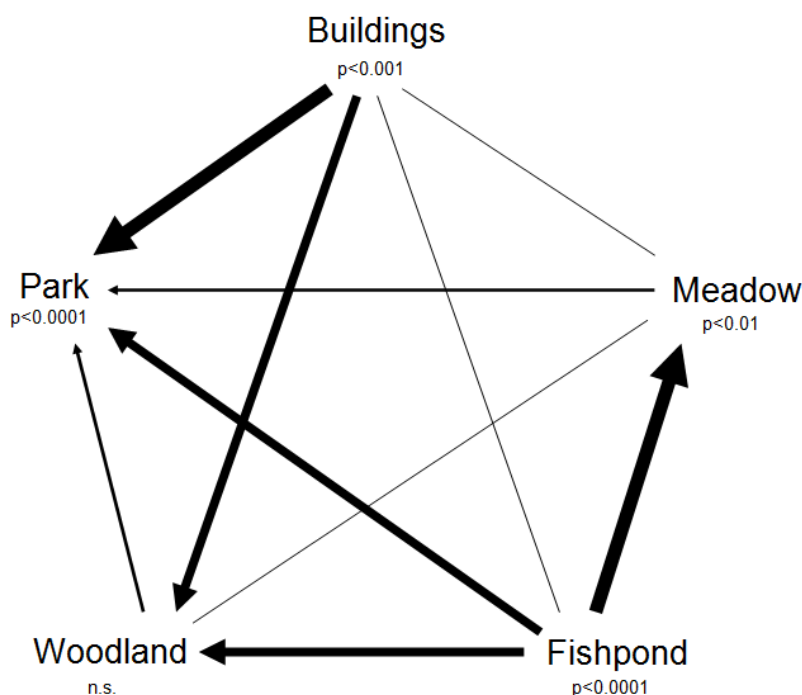


Fig. 5: Preference of birdsongs typical for different habitats; the arrows show the preference and the power of test between groups (chi-square test, bold arrow $p < 0.001$, middle $p < 0.01$, and normal $p < 0.05$). The significance values are results of chi-square tests of goodness fit of positive or negative group preference.

Discussion

As already mentioned, this research follows the previous one (Navrátil et al. 2015), some questions were identical to the previous questionnaires to prove their validity. Motivation for visit and evaluating the elements in the park have very similar results (in contrast with Navrátil et al. 2015, where the most common purpose of visit is obtaining the knowledge of the history, we have on the first place having a rest). Other answers will usually show new insight into the situation; moreover, we compare individual parks among themselves. The preference of birdsong in the parks is also innovation.

There is a wide range of interests in parks – heritage protection, nature conservation, commercial use (often associated with the destruction of naturally or historically valuable artifacts). Finding compromises is difficult, but not impossible. One possible solution is to increase the importance of parks in tourism because they are close to major attractions (chateaux), the tourism may develop in accordance with the requirements of conservation – sustainable tourism. A key aspect is the motivation of visit. According to a study Kučera et

al. (2013) the main reasons for visiting the chateau gardens and parks are: staying in a pleasant environment to visit the castle, walk associated with rest and sitting with family or friends and play with children. The visitors positively evaluate the overall aesthetic value including landscape or garden composition, ornamental trees, flower beds or other elements, including small buildings.

A study by Roovers et al. (2002) in an intense recreational used urban forest shows that visit frequency and length are negatively correlated and strongly determined by the distance covered from the residence to the forest. Preferences and perceptions are influenced not only by social characteristics but also by the recreation activities and people's specific interests and demands.

The motivation for learning about history rest is positively correlated with increasing age, the growing interest in the history and environment, as well with growing number of visited parks and chateaux (Navrátil et al. 2015). In our study, also a distance of the place where the visitors live is an important aspect. Local people are significantly less interested in information about history, in contrast with visitors from greater distances. People interested in history and nature are also potentially willing to pay a higher fee when charging entrance to the park (Navrátil et al. 2015), but this is also linked to the appropriate service level expectations (Kučera et al. 2013).

Maas et al. (2009) conducted an interesting study. They investigated the relationship between level of education, monthly income, and recreational needs of the people. The conclusion is that the amount of green space in the environment is less important for people with high socio-economic status, while people with lower incomes or with lower levels of education need more greenery in their environment. Zhang et al. (2013) confirmed these results to some extent.

Heer et al. (2003) assess the ecological and biological knowledge as relatively high (they investigated forest visitors). The most of the respondents is aware of forest functions, their types and species diversity and is able to identify or recognize at least part of the plant and animal species typical of the forest. These skills are not affected by type of recreational activities and the frequency and duration of visits, however, by the age and their level of education (Heer et al. 2003).

Lindemann-Matthies et al. (2010) measured the ability of people to perceive diversity (of grassland vegetation) by estimating the number of species. They found out that mean perception of species richness increased with true species richness (but respondents slightly overestimated at low and underestimated at high diversity levels). Our results also confirmed

that people are able to estimate the number of species to a certain extent; in the parks with higher species richness higher average numbers of species were estimated. Lindemann-Matthies et al. (2010) also determined that respondent's aesthetic appreciation of grassland vegetation increased with true species richness. This can be applied to parks and gardens; in our study, the respondents reflect very high satisfaction in all three species-rich parks.

On the contrary, Dallimier et al. (2012) determined that people have relatively poor knowledge necessary for the perception of biodiversity (in their research, photographs of most widespread species of birds, butterflies and plants were shown to respondents, and only two people (0.002%) correctly identified all of the images, while 27.3% of respondents could not even name the species). Their results also show that respondents with good knowledge about wildlife are more successful in assessing the level of biodiversity.

Dallimier et al. (2012) are in their study also not consistent with the results of other studies (e.g., Fuller et al. 2007, Lindemann-Matthies et al. 2010). Dallimier et al. (2012) did not find a consistent relationship between actual plant, butterfly, and bird species richness and the psychological well-being. But well-being shows a positive relationship with the richness that people perceived to be present; that could be explained by poor biodiversity identification skills, as mentioned above. The lack of connection between the perceived and actual richness could be caused by the fact, for example, that the respondents perceived to be more species present when the amount of tree cover was higher. People have a limited capacity to perceive objective measures of the urban natural environment correctly (Dallimier et al. 2012). In our study, we confirm, that for people it is easier to perceive a spatial heterogeneity and colorfulness than a number of species (for example, in Hluboká, the higher average number of shrub species were estimated in autumn, by the greatest colorfulness).

Social and biological functions of the urban greenery can be definitely combined in designing the management; nevertheless, all the interventions need to be well-considered. The proper management of the urban greenery should ensure that greenery will perform general purpose for increasing biodiversity, provide ecosystem services, create opportunities for contact with nature and enhance human well-being (Fuller et al. 2007). Spatial planning should provide high quality environment and achieve aesthetic, social, economic and environmental advantages (Zhang et al. 2013).

The green spaces should be of high quality and provide the required properties, which does not necessarily mean large built-up parks with lawns and tree plantations, most people appreciate nature nearby areas, like for example forests (Tyrväinen et al. 2007). To increase

human well-being, for example more different types of urban green spaces (providing everyone access to what suits him best) should help. Habitat heterogeneity increases better perception of biodiversity and getting benefits from it (Fuller et al. 2007).

Conclusion

In our study, we focused on the perception of diversity in the chateau parks and gardens, as a specific type of urban greenery. Using the estimation of the number of trees and shrubs in the parks, we found that people generally reflect more color variety and spatial heterogeneity than the number of species. Birdsong is considered as an integral part of this environment, the most preferred group are park birds species. A colorful, spacious and well-treated green area is a benefit for visitors who want to come back, everything should be accompanied by appropriate infrastructure of the whole park; then it will all lead to high satisfaction of the visitors. Moreover, a satisfied guest enjoying the pleasant environment of the park will make a positive feedback and will recommend this place to other people. This will lead to higher number of visitors and sustainability of the economics of the town; then the town would be able to invest in the renewal and improvement of the infrastructure.

References

- Adevi, A. A. & Martensson, F. (2013): Stress rehabilitation through garden therapy: The garden as a place in the recovery from stress. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 230–237.
- Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A. M. J., Davies, Z. G., Rouquette, J. R., Maltby, L. L., Warren, P. H., Armsworth, P. R. & Gaston, K. J. (2012): Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. – *BioScience* 62: 47–55.
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2007): Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. – *Biology Letters* 3: 390–394.
- Heer, C., Rusterholz, H. P. & Baur, B. (2003): Forest perception and knowledge of hikers and mountain bikers in two different areas in northwestern Switzerland. – *Environmental Management* 31, No. 6: 709–723.
- Hunt, J. D. (2004): *The picturesque gardens in Europe*. – Thames and Hudson Ltd.
- Lindemann-Matthies, P., Junge, X.; Matthies, D. (2010): The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. – *Biological Conservation*, 143(1): 195–202.

Navrátil, J. et al. (2015): Tourism: Perspectives for the future development of the chateau gardens in post-communist Europe. – *Journal of Tourism and Cultural Change* (in press).

Roovers, P., Hermy, M. and Gulinck, H. (2002): Visitor profile, perceptions and expectations in forest from a gradient of increasing urbanization in central Belgium. – *Landscape and Urban Planning* 59: 129–145.

Schipperijn, J., Bentsen, P., Troelsen, J., Toftager, M. & Stigsdotter, U. K. (2013): Associations between physical activity and characteristics of urban green space. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 109–116.

Tyrväinen, L., Mäkinen, K. & Schipperijn, J. (2007): Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. – *Landscape and Urban Planning* 79: 5–19.

van Marwijk, R. B. M., Elands, B. H. M., Kampen, J. K., Terlouw, S., Pitt, D. G. & Opdam, P. (2011): Public perceptions of the attractiveness of restored nature. – *Restoration Ecology* 20: 773–780.

Zhang, H., Chen, B., Suna, Z. & Bao, Z. (2013): Landscape perception and recreation needs in urban green space in Fuyang, Hangzhou, China. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 44–52.

Supplementary material

Table S1 Mean (confidence intervals, C.I.), median (quartile) and standard deviation values of motivations to visit and evaluation of elements.

	Mean	Confidence	Confidence	Median	Quartile	Std.Dev.
P1	3.75	3.64	3.85	4.0	2.0	1.15
P1A	4.11	4.02	4.20	4.0	1.0	1.00
P1B	3.77	3.66	3.88	4.0	2.0	1.16
P1C	2.75	2.61	2.89	3.0	3.0	1.49
P2A0	4.00	3.90	4.11	4.0	2.0	1.12
P2A1	3.70	3.59	3.81	4.0	2.0	1.19
P2A2	3.62	3.51	3.73	4.0	2.0	1.18
P2A3	3.87	3.77	3.97	4.0	2.0	1.08
P2A4	3.89	3.79	3.99	4.0	2.0	1.11
P2B	4.26	4.18	4.35	4.0	1.0	0.90
P2C	2.67	2.55	2.78	3.0	2.0	1.20
P2D	3.16	3.04	3.28	3.0	2.0	1.24
S	4.62	4.55	4.68	5.0	1.0	0.68

Fig S1 Canonical correspondence analysis show the questionnaire data variation along the citizenship to individual parks (horizontal and vertical axes explain 74 and 26 % of variation, respectively). A2 – respondents 26–35 years old; A4 – respondents 46–55 years old; D3 – respondents living 21–50 km far away; D4 – 51–100 km; D5 – more than 100 km; C3 – to forbid entry for cyclists; T1 – people who found information boards; H1 – no music in the park; H4 – music in the park; PP2 – dogs on leash; Pa – satisfaction with parking; O3 – interest in a guided tour in the park (for 2 €).

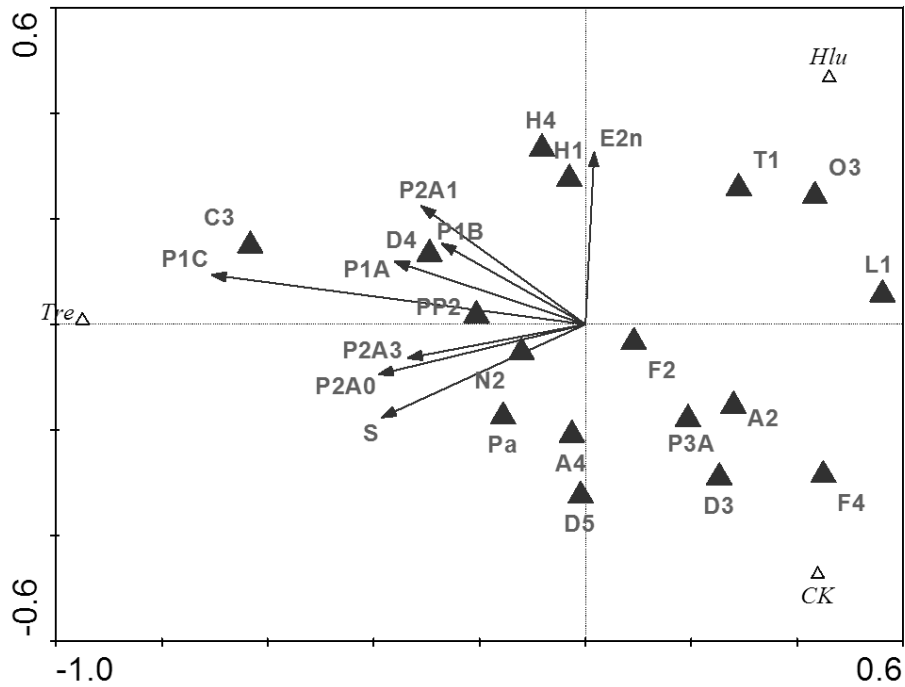


Fig. S2: Seven motivation groups inspected by principle component analysis (PCA). All variables (motivations, park elements, segmentation criteria) were centered and standardized. The site effect of park was filtered out. The 1st and 2nd axes (A) explain 7.6 and 4.7 %, the 3rd and 4th axes (B) explain 4.3 and 3.5 % of variance of questionnaire data, respectively. O1 – no interest in a guided tour; O2 – interest in a guided tour (for free); zam – people who visited the chateau; Fe – women; A1 – respondents 18–25 years old; A6 – respondents over 66 years old; PP1 – to forbid entry for dogs; C1 – bicycle parking rack for cyclists; K1 – people who do not visit parks; K2 – people who visit 2–5 parks a year; K3 – people who visit more than 6 parks a year; D1 and P3F – local people; To – satisfaction with toilets; Ob – satisfaction with refreshments; Ud – respondents who would be disturbed by maintenance work in the park in visiting hours.

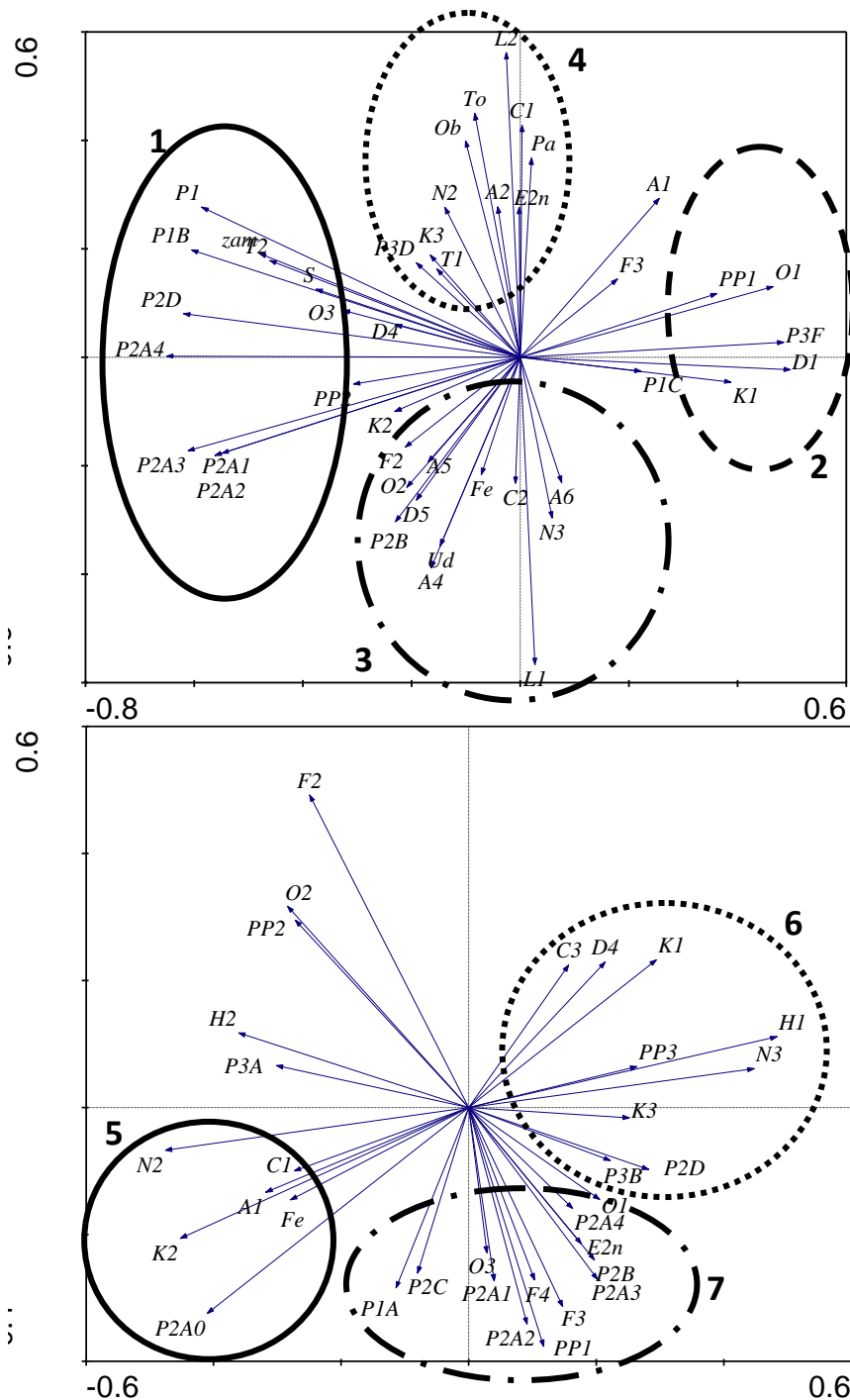


Table S3 Test of of tree (A) and shrub (B) richness estimated by respondents visiting three parks in South Bohemia. The factorial design of residential (D1) was used in ANOVA nested by citizenship to park with seasonal repetitions.

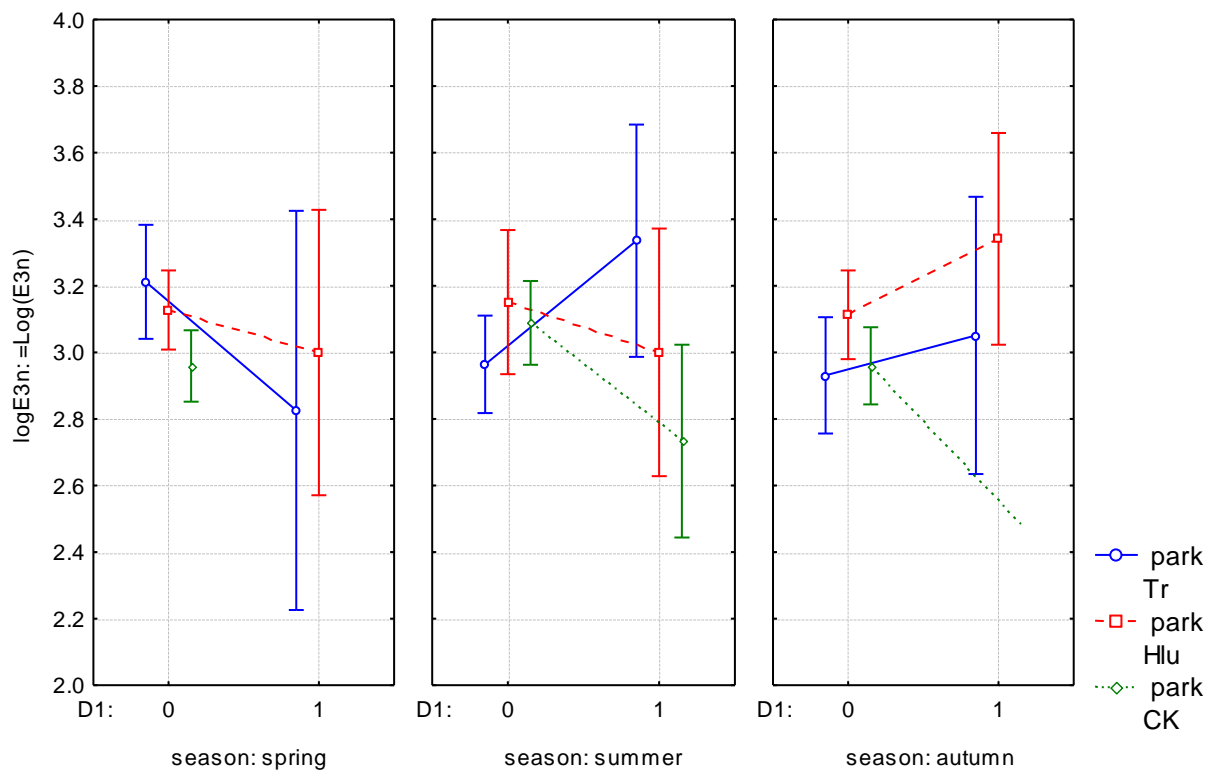
Tree	SS	d.f.	MS	F	p
Intercept	830.0549	1	830.0549	3763.561	0.000000
park	1.6002	2	0.8001	3.628	0.027403
"D1"	0.5184	1	0.5184	2.350	0.125990
season	0.4877	2	0.2439	1.106	0.331937
park*"D1"	0.9087	2	0.4544	2.060	0.128709
park*season	1.3436	4	0.3359	1.523	0.194510
"D1"*season	1.1888	2	0.5944	2.695	0.068696
park*"D1"*season	0.9342	3	0.3114	1.412	0.238688
Error	93.7339	425	0.2206		

Weighted Marginal Means (some means not observed)

Current effect: $F(3, 425)=1.4119, p=.23869$

Type III decomposition

Vertical bars denote 0.95 confidence intervals



	park	D1	season	logE3n mean	logE3n Std.Err.	logE3n -C.I.	logE3n +C.I.	N
1	Tr	0	spring	3.212041	0.070799	3.072881	3.351201	44
2	Tr	0	summer	2.964090	0.070008	2.826485	3.101695	45
3	Tr	0	autumn	2.931063	0.078271	2.777216	3.084910	36
4	Tr	1	spring	2.825891	0.191725	2.449044	3.202737	6
5	Tr	1	summer	3.335542	0.210024	2.922727	3.748357	5
6	Tr	1	autumn	3.051215	0.191725	2.674368	3.428062	6
7	Hlu	0	spring	3.127575	0.063325	3.003106	3.252043	55
8	Hlu	0	summer	3.151042	0.085742	2.982511	3.319573	30
9	Hlu	0	autumn	3.113182	0.070008	2.975577	3.250787	45
10	Hlu	1	spring	2.999579	0.166039	2.673220	3.325938	8
11	Hlu	1	summer	3.000128	0.177503	2.651236	3.349021	7
12	Hlu	1	autumn	3.341176	0.210024	2.928361	3.753992	5
13	CK	0	spring	2.959260	0.066415	2.828716	3.089803	50
14	CK	0	summer	3.088683	0.059168	2.972386	3.204981	63
15	CK	0	autumn	2.959892	0.087208	2.788480	3.131304	29
16*	CK	1	spring					
17	CK	1	summer	2.733376	0.177503	2.384483	3.082268	7
18	CK	1	autumn	2.484907	0.469628	1.561824	3.407989	1

(B)

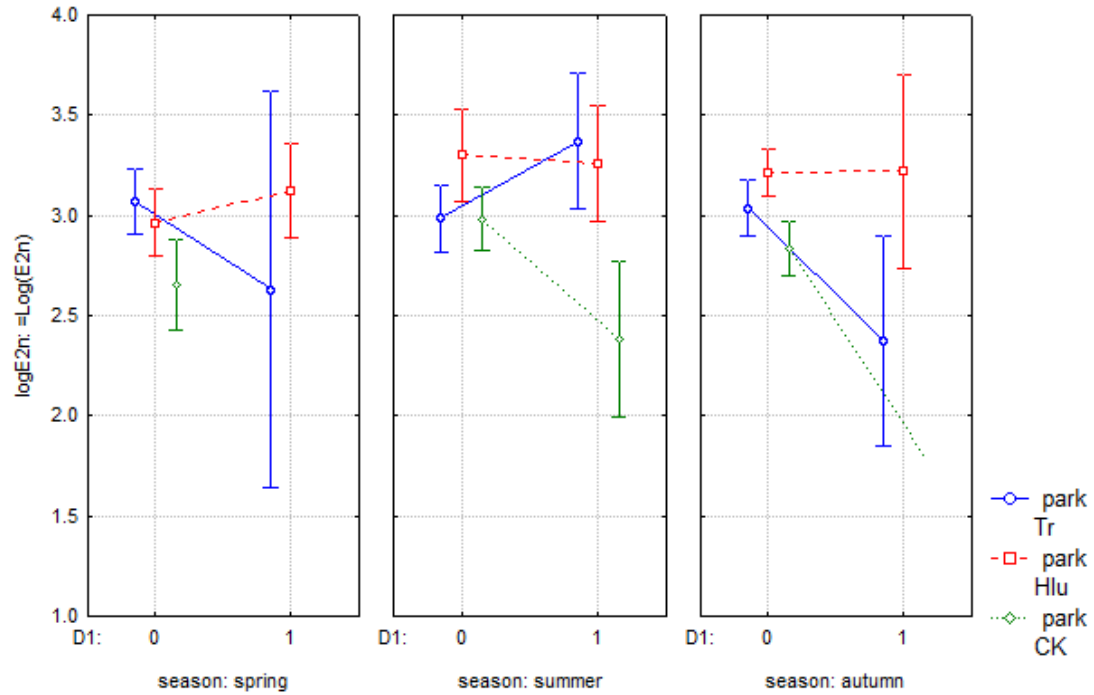
Shrubs	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	755.4785	1	755.4785	2348.435	0.000000
park	7.2541	2	3.6271	11.275	0.000017
"D1"	2.4526	1	2.4526	7.624	0.006009
season	2.9290	2	1.4645	4.552	0.011061
park*"D1"	2.2318	2	1.1159	3.469	0.032040
park*season	1.3350	4	0.3337	1.037	0.387464
"D1"*season	1.0777	2	0.5388	1.675	0.188540
park*"D1"*season	1.9255	3	0.6418	1.995	0.114037
Error	136.7201	425	0.3217		

Weighted Marginal Means (some means not observed)

Current effect: $F(3, 425)=1.9951, p=.11404$

Type III decomposition

Vertical bars denote 0.95 confidence intervals



	park	D1	season	logE2n mean	logE2n StdErr	logE2n -C.I.	logE2n +C.I.	N
1	Tr	0	spring	3.071927	0.085506	2.903860	3.239994	44
2	Tr	0	summer	2.985838	0.084550	2.819649	3.152027	45
3	Tr	0	autumn	3.038380	0.094530	2.852575	3.224185	36
4	Tr	1	spring	2.631599	0.231551	2.176471	3.086726	6
5	Tr	1	summer	3.372007	0.253651	2.873440	3.870573	5
6	Tr	1	autumn	2.374115	0.231551	1.918988	2.829243	6
7	Hlu	0	spring	2.963971	0.076479	2.813647	3.114294	55
8	Hlu	0	summer	3.300644	0.103553	3.097105	3.504183	30
9	Hlu	0	autumn	3.212973	0.084550	3.046785	3.379162	45
10	Hlu	1	spring	3.123023	0.200529	2.728871	3.517175	8
11	Hlu	1	summer	3.261112	0.214374	2.839746	3.682477	7
12	Hlu	1	autumn	3.221609	0.253651	2.723042	3.720176	5
13	CK	0	spring	2.650931	0.080212	2.493270	2.808592	50
14	CK	0	summer	2.982987	0.071458	2.842531	3.123442	63
15	CK	0	autumn	2.837889	0.105323	2.630870	3.044907	29
16*	CK	1	spring					
17	CK	1	summer	2.382938	0.214374	1.961572	2.804304	7
18	CK	1	autumn	1.791759	0.567181	0.676930	2.906589	1