

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**



**VYBRANÉ ASPEKTY EKOLOGIE
MĚSTSKÝCH ŠELEM**

bakalářská práce

Lucie Drahníková

Školitel: Ing. Martin Šálek, Ph.D.

České Budějovice 2011

Drahníková, L., 2011: Vybrané aspekty ekologie městských šelem [The selected aspects of urban carnivore ecology. Bc. Thesis, in Czech.] – 49 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

ANOTACE:

The first part of this thesis is a literature review on the topic. The other part is focused on habitat preferences of carnivores in urban habitat. By using the scent-station method, distribution and habitat preferences of mammalian predators in České Budějovice were examined.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou 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 bakalářské, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích 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 dne 25. dubna 2011

.....
Lucie Drahníková

Poděkování:

Ráda bych poděkovala svému školiteli Martinu Šálkovi, a to nejen za odborné vedení mé práce, Jaroslavu Červinkovi za spolupráci v terénu i při zpracování dat, Simoně Polákové za statistické vyhodnocení, své rodině za všestrannou podporu a svým kamarádům za oporu, pomoc, rady, azyl a mnoho dalšího.

Obsah

1. Literární rešerše	1
1.1 Urbanizace.....	1
1.2 Vliv urbanizace na obratlovce.....	6
1.3 Vliv urbanizace na šelmy	9
Literatura.....	12
2. Mapování rozšíření a distribuce městských šelem a analýza faktorů ovlivňujících jejich výskyt	21
Úvod.....	21
Metodika	22
Studované území.....	22
Design pokusu.....	23
Sběr dat	23
Zjišťované habitatové charakteristiky.....	24
Statistická analýza.....	25
Výsledky	26
Diskuze	38
Závěr	42
Literatura.....	43

1. Literární rešerše

1.1 Urbanizace

Urbanizace je v současnosti významný krajinnotvorný fenomén, jak z hlediska regionálního, tak i globálního (Pickett 2001). Celkový podíl městského obyvatelstva ve světě vzrostl z 13 % v roce 1900 na 29 % v roce 1950. V roce 2009 dosáhl podíl městského obyvatelstva 50 % celosvětové populace a predikce vývoje odhadují 60% podíl urbánní populace v roce 2030 (WUP 2009), což upozorňuje na budoucí výsadní postavení urbánního prostředí v krajině (Gehrt 2010). V České republice dosahuje současná míra urbanizace 73,5 % a v roce 2040 se očekává, že dosáhne 80 % (WUP 2009). Obytné, komerční a industriální využití krajiny vede k významné změně struktury a funkce zasažených ekosystémů (Niemela 1999). Intenzivní a rozsáhlá modifikace krajiny a přirozeného ekosystému vlivem člověka mění prostředí do stavu natolik odlišného od původního, že i v případě následného odstranění antropogenního vlivu je návrat funkce ekosystému do původního stadia takřka nereálný (Lugo 2002, McKinney 2006).

Pojetí města jako samostatného ekosystému se spolu s rozvojem městské ekologie jako oboru vědecké činnosti objevilo relativně nedávno, a to až po roce 1970 (Sukopp 2002). Unikátní vlastností městských ekosystémů je funkce hybné síly globálních ekologických procesů (Pickett et al. 2008). Ačkoliv se současné teoretické koncepty ekologických studií shodují na nutnosti začlenění lidského elementu (Collins et al. 2000, Grimm et al. 2000, Shochat et al. 2006), studium interakcí biogeofyzických procesů a lidského sociálního prostředí je téměř ojedinělé, dané procesy jsou studovány převážně odděleně (Grimm et al. 2000). Množství dat o městském ekosystému jakožto o prostorově heterogenním, dynamickém a integrovaném socio-ekologickém celku tak zůstává velice nízké (Pickett et al. 2001).

Cílem oboru městské ekologie je proto porozumět rozvíjejícím se městským oblastem se zohledněním komplexní struktury tohoto ekosystému (Cadenasso et al. 2006, Pickett et al. 2008). V užším slova smyslu termín městská ekologie odpovídá vědnímu oboru zabývajícímu se distribucí, početností a vzájemnými vztahy druhů městských oblastí a biogeochemickou rovnováhou městských ekosystémů (Pickett et al. 2001). Obecně je městská oblast vnímána jako seskupení velkého množství lidí a příslušných staveb zahrnujících nejméně jednu obec, či město (Gehrt 2010). Městský

ekosystém lze pojmut jako ekosystém s dostatečně vysokou populační hustotou obyvatel či oblast, kde infrastruktura a zástavba pokrývá dostatečně velký podíl zemského povrchu (Pickett et al. 2001). Ačkoliv je stanoveno několik různých hustotních či energetických limitních hodnot pro městskou oblast (McIntyre et al. 2000, Shochat et al. 2006), nejsou tato měřítka mezi autory sjednocena. Porozumění městskému ekosystému vyžaduje začlenění úseků s nižší a vyšší hustotou osídlení do jedné komplexní oblasti z důvodu jejich četných vzájemných vztahů. Teprve porovnání urbanizačních změn dle jejich gradientu tak dokáže zachytit plný rozsah dopadů a limitů urbanizace. Proto v širším smyslu zahrnuje pojem městská oblast kromě samotného městského jádra také příměstské oblasti, periferie, řídce osídlené vesnice propojené dopravními koridory nebo veřejnými službami a okolní venkovské oblasti přímo řízené či ovlivněné energetikou a produkcí města (Pickett et al. 2001).

Městské jádro je centrem nejvyšší hustoty osídlení a nejvyšší lidské aktivity v městském ekosystému s pozorovatelně vysokým podílem nepropustných povrchů a s výraznou eliminací zeleně. Toto vnitřní jádro města je obklopeno příměstskými oblastmi s různým stupněm rozvoje a různým podílem zeleně. Směrem od jádra k periferiím se tak projevuje již zmíněný gradient urbanizace (Gehrt 2010). Dle tohoto gradientu dochází ke změnám jednotlivých abiotických charakteristik urbánního habitatu, což má následný dopad i na biotické znaky ekosystému. Úroveň urbanizace tak ovlivňuje nejen distribuci a diverzitu druhů, ale podmiňuje i změny ekologických vlastností populací stejného druhu vyskytujícího se podél gradientu (Luniak 2004). Základem pro porozumění urbánnímu ekosystému je analýza jednotlivých faktorů abiotické složky, jako jsou klimatické, hydrologické či půdní vlastnosti (Pickett et al. 2001). V městských oblastech převažují povrchy nepřírodního charakteru se zvýšenou schopností absorpce slunečního záření a jeho následné transformace na teplo. Vzhledem k nepropustnosti povrchů dochází k rychlému odtoku vody a je spotřebováno méně tepla na výpar. Vyšší produkce prachových částic ve městě napomáhá udržování tepla (Gehrt 2010). Městské oblasti tak mají průkazně vyšší teplotu vzduchu i povrchu než okolní krajina. Tento teplotní rozdíl může být nepodstatný v malých městech, ovšem pro velkoměsta může dosáhnout více než 10°C (Kaye et al. 2006). Se zvyšujícím se podílem umělých povrchů roste teplota v dané části města, díky čemuž vzniká klesající teplotní gradient směrem od městského jádra k periferiím (Pickett et al. 2001). K teplejšímu městskému mikroklimatu přispívá také energetické hospodaření člověka, které zahrnuje nejen průmyslovou činnost, ale i vyplývanou tepelnou energii

dodávanou do jednotlivých domů (Gehrt 2010). Kromě vyšších teplot se urbánní změna klimatu projevuje omezeným slunečním svitem (v důsledku vyšší oblačnosti), více srážkami (ale nikoliv sněhovými), vyšší frekvencí bouřek, nižší relativní vlhkostí, nižším průměrem rychlosti větru a větší měrou kontaminantů oproti okolnímu prostředí (Berry 2008). Tvorba a retence kontaminantů v městském prostředí souvisí s pozměněnými toky živin a vlastnostmi půdy (Pickett et al. 2008) Změna klimatu ve městech se projevuje důsledky biologického charakteru, z nichž lze jmenovat dřívější jarní obnovu olistění vegetace, dřívější nástup kvetení a pozdější opad listů oproti okolním neměstským ekosystémům (Roetzer et al. 2000).

Hydrologie městských oblastí je vlivem člověka také výrazně modifikována. Klíčovou roli pro vlastnosti městských povodí má nepropustnost povrchů a redukovaná vegetace přispívající k hromadění vody na povrchu a jejímu rychlému odtoku brzy po započetí srážek (Kaye et al. 2006, Pickett et al. 2001). Výrazným prvkem městského prostředí je kromě zvýšené hladiny hluku (Gehrt 2010) také umělé světlo ovlivňující nejen život ve městě, ale v podobě světelného znečištění i krajinu v okolí města (Longcore & Rich 2004).

Vliv měst na okolní prostředí je posílen jejich pozměněnou strukturou oproti minulosti. Expanze příměstských obytných zón do okolních zemědělských oblastí je hlavní příčinou fenoménu „urban sprawl“ (Gordon & Richardson 1997). Města proto již nejsou kompaktní jednotky, nýbrž rozlehlá uskupení fraktálního charakteru, díky čemuž větší měrou hraničí s okolní krajinou, zasahují do ní a ovlivňují ji (Kasanko et al. 2006). Urbanizace má proto velký vliv na diverzitu druhů nejen v ekosystémech přímo v městské oblasti, ale i v ekosystémech městu přilehlých (McKinney 2002).

Urbanizace je jedna z mnoha lidských činností, které způsobují úbytek původních habitatů a následně i původních druhů bioty (Czech et al. 2000, Pautasso 2007). Oproti ostatním příčinám destrukce habitatů je však urbanizace dlouhotrvající a stále více se rozvíjející jev (Lugo 2002, McKinney 2002). Gradient úbytku přirozených habitatů roste směrem od periferií do městského centra (McKinney 2002). Ztráta přirozeného habitatu je započata jeho fragmentací na několik zbývajících malých přirozených lokalit (Collins et al. 2000). Právě vysoká fragmentace habitatu je jedním z nejtypičtějších znaků urbánního prostředí (Gehrt 2010). Nejčastěji je přirozený habitat ztracen díky využití přírodního kapitálu, jako je půda, voda, dřevo nebo nerosty, a jeho přesunu jinam s cílem uspokojit nároky člověka (Czech 2005). Přirozený habitat je pak nahrazen několika typy prostředí do různé míry poznamenanými antropogenním vlivem (Garden

et al. 2006, Luniak 2004), a to zástavbou zahrnující budovy i silniční infrastrukturu, městskou pravidelně udržovanou vegetací, neudržovanou vegetací ruderalního charakteru a zbývajícími ostrůvky původní přirozené vegetace (McKinney 2008). Urbanizace způsobuje i degradaci zbývajícího vhodného habitatu znečištěním, dopravou a další lidskou činností (McKinney 2008). Směrem do centra města se tak pro původní druhy bioty snižuje využitelnost prostředí (McKinney 2002), díky čemuž po gradientu urbanizace druhové bohatství taxonomických skupin klesá (Blair 1996, Blair 1999, Germaine & Wakeling 2001, McKinney 2002). Vysvětlením může být klasický model species-area effect, který několik studií úspěšně aplikovalo na městské prostředí (Cornelis & Hermy 2004, Helden & Leather 2004). Také klasická teorie vztahu diverzity a produktivity ekosystému (Mittelbach et al. 2001) principiálně odpovídá poklesu druhového bohatství dle gradientu urbanizace (McKinney 2002). Efekty urbanizace na produktivitu mohou být ale rozličné v závislosti na stádiu a způsobu rozvoje města, a proto není vhodné pokoušet se vztah míry urbanizace, produktivity a diverzity zobecnit.

Vztah mezi urbanizací a druhovou diverzitou se liší v závislosti na přilehlých habitatech, zkoumané taxonomické skupině, velikosti urbánní oblasti a typu urbanizace (Alberti & Marzluff 2004). Na lokální úrovni má zvyšující se lidská populační hustota za následek úbytek živočišných druhů vlivem extrémních disturbancí antropogenního charakteru (Pautasso 2007). Vzhledem k vysoké frekvenci výskytu disturbancí náhodnému z hlediska času i prostoru se v městském prostředí vyskytují převážně raná a střední sukcesní stádia. Naopak pozdní sukcesní stádia jsou pro městské oblasti vzácná (Rebele 1994). Typickou vlastností druhů osidlujících urbánní habitaty je vzhledem k frekvenci a charakteru disturbancí schopnost regenerace po disturbanci či schopnost osídlit nově vzniklé mezery. V malém měřítku disturbance zvýší heterogenitu prostředí, naopak v případě velkého územního rozsahu obvykle vedou k jejímu poklesu. Živočišná druhová diverzita je v některých případech snížena nedostatečnou heterogenitou nejen biotického, ale i abiotického prostředí města, přičemž druhé jmenované ovlivňuje obzvláště skupiny plazů a ptáků (Rebele 1994). Negativní vliv na živočišnou biodiverzitu má jednoduchá struktura vegetace. Značná redukce keřového patra a odumřelého dřeva negativně ovlivňuje osídlení lokality různými složkami bioty (Marzluff & Ewing 2001), jejichž diverzita koreluje s komplexní strukturou a druhovou bohatostí vegetace (Savard et al. 2000). Speciálně pro diverzitu vegetace je důležité zohlednit faktor času a současně příslušné sukcesní stadium, ve kterém se městská

vegetace nalézá (Rebele 1994). Stará velká města osidluje více rostlinných druhů než velká mladší města (Kowarik 2008), a tedy stáří města ovlivňuje diverzitu vegetace, a v důsledku toho i diverzitu živočichů.

Několik studií uvádí, že biodiverzita má tendenci být vyšší v příměstských a okrajových oblastech než v okolních zemědělských či dokonce přírodních ekosystémech. Tento nárůst diverzity pro příměstské oblasti byl z živočišných taxonů zjištěn například pro savce (Racey & Euler 1982), ptáky a motýly (Blair 2001), mravence (Nuhn & Wright 1979) a plazy (Germaine & Wakeling 2001). Ovšem McKinney (2008) uvádí, že pro skupiny obratlovců potvrzuje tento jev jen asi 12% studií, což lze odůvodnit obecně vyššími prostorovými nároky obratlovců oproti ostatním taxonům.

Jako vysvětlení zvýšené diverzity příměstských oblastí se nabízí hypotéza střední míry disturbance (IDH, intermediate disturbance hypothesis, Connell 1978). Při rozrůstání města do okolního prostředí není prvotní vliv člověka extrémní, což spolu s vysokou heterogenitou prostředí v důsledku různorodého mozaikovitého využití území podporuje v kontrastu s okolními zemědělskými oblastmi a městským jádrem vysokou beta diverzitu (Niemela 1999, McKinney 2002, Pautasso 2007). Na růst diverzity zde pozitivně působí také vysoká produktivita těchto oblastí v důsledku dostatku zeleně (McKinney 2008) a fakt, že druhové bohatství těchto příměstských oblastí tvoří nejen setrvávající původní druhy okolního krajiny, ale i introdukované druhy města (McKinney 2006).

Další faktor ovlivňující biodiverzitu urbánních ekosystémů je vysoká míra zavlečení nových nepůvodních druhů do městského prostředí (McKinney 2008). Hrozba úzkého spojení urbanizace a introdukce invazních druhů (Czech 2005) spočívá v ohrožení původní biodiverzity, jehož jsou právě invazní druhy nejčastější příčinou (Czech et al. 2000). Invazní druhy ovlivňují jak domovské druhy, tak i jejich přirozené ekosystémy. Přímý vliv může být definován skrze predaci, kompetici o potravu či prostředí, hybridizaci či zavlečení a šíření nemocí z domovského prostředí (Bonesi & Palazon 2007). Kromě samovolné disperze nových druhů do inovovaných podmínek městského prostředí dochází k častému zavlečení nepůvodních druhů člověkem (McKinney 2008), ať už náhodně mezinárodní dopravou, či jako záměrný dovoz druhů pro šlechtění, chov a podobné účely (Mack & Lonsdale 2001). Je zjevné, že populační hustoty nepůvodních druhů stejně jako jejich podíl na biotě vzrůstají směrem k městskému centru (Blair 2001) díky jejich schopnosti dobře se adaptovat na extrémní městské podmínky.

V případě, že by dodatečný přísun nepůvodních druhů spojený s urbanizací přesáhl úbytek přirozených druhů dané oblasti, došlo by vlivem urbanizace k nárstu diverzity (McKinney 2008), ovšem za cenu ztráty původních druhů či jejich vytlačení do okolní krajiny.

V důsledku unifikace habitatu v městských centrech je živočišná diverzita vysokou měrou homogenizována jak uvnitř území města, tak mezi jednotlivými městskými oblastmi (McKinney 2006). Urbanizace je v procesu homogenizace z hlediska rozsahu a intenzity jednou z nejglobálněji působících lidských aktivit. Druhy schopné adaptace pro život v unifikovaném městském prostředí jsou tak rozšířeny celosvětově (McKinney 2006).

1.2 Vliv urbanizace na obratlovce

Vzrůstající urbanizace v posledních desetiletích podporuje kolonizaci měst živočišnými taxony, tzv. synurbanizaci (Andrezejewski et al. 1978, Luniak 2004). Synurbanizace je adaptace zvířat na specifické podmínky městského prostředí vedoucí k mnohým změnám ekologických, behaviorálních a morfologických parametrů (Luniak 2004). Tento jev je popsán nejčastěji pro ptačí a savčí skupiny (Fleischer et al. 2003, Møller 2008, Herr et al. 2009), ale je znám také pro obojživelníky (Parris 2006) a plazy (Germaine & Wakeling 2001).

Rozvoj urbanizace ničí přirozené habitaty, ale současně tvoří nové volné ekologické niky, které se spolu s městy extenzivně šíří. Toto rozvíjející se volné prostředí láká mnohé živočišné populace, podněcuje je překonávat překážky související s lidskými aktivitami a adaptovat se na specifické urbánní podmínky. Hlavním předpokladem pro úspěšnou synurbizaci je proto ekologická, demografická a behaviorální přizpůsobivost, obzvláště schopnost obývat široké spektrum habitatů a adaptabilita na různorodé potravní zdroje (Luniak 2004). Způsob odpovědi na urbanizaci se tak u jednotlivých druhů různí v závislosti na jeho předchozím vývoji, citlivosti k disturbancím, mezidruhových vztazích a schopnosti se šířit (Dickman & Doncaster 1987, Dickman & Doncaster 1989).

Druhy označované jako „urban avoiders“ jsou velmi citlivé vůči přítomnosti člověka a antropogenním disturbancím v prostředí. Proto při nástupu urbanizace ustupují. Mezi takovéto druhy patří především velcí savci, protože jsou člověkem

aktivně pronásledováni a mají nízkou rychlost reprodukce. Druhy označované jako „urban adapters“ se často vyskytují v příměstském prostředí a jsou schopny se vlivu člověka přizpůsobit. Poslední skupinou jsou synantropní druhy označované jako „urban exploiters“, které jsou velmi nebo naprosto závislé na zdrojích poskytnutých člověkem. Zatímco „urban adapters“ jsou druhy z okolních ekosystémů, které jsou schopné tolerovat vliv člověka, „urban exploiters“ jsou druhy dobře adaptované na unifikované městské prostředí (McKinney 2002). A právě tyto synantropní druhy představují nejvíce homogenizovanou část světové bioty (Blair 2001, McKinney 2006).

V posledních letech se objevuje velké množství studií, které prezentují různé změny ekologie i chování jednotlivých synurbických populací oproti populacím z volné krajiny z důvodů přizpůsobení se městskému prostředí (Ditchkoff et al. 2006). Jednou z nejběžnějších adaptací je posun aktivity v průběhu dne, což lze interpretovat jako snahu vyhnout se časovému úseku s nejvyšší frekvencí lidské činnosti a strávit tuto dobu v úkrytu. Některé populace mění z tohoto důvodu svou aktivitu na soumráčnou, jiné se stávají striktně noční (Ditchkoff et al. 2006). Také umělé světlo zasahuje do aktivity a prostorové orientace některých živočichů (Langcore & Rich 2004), ať už způsobem matoucím (Ogden 1996, Hill 1990), odpudivým (Beier 1995) či jako atraktant (Wiese et al. 2001). Možnost vnímání fáze měsíce je vlivem umělého osvětlení omezena, což částečně znemožňuje některým živočichům řídit se přirozeným lunárním cyklem (Gehrt 2010). Umělé osvětlení může ovlivňovat predanční vztahy, kdy kumulace přilákané kořisti kolem zdroje umělého osvětlení zvyšuje její napadnutelnost predátorem (Svensson & Rydell 1998).

Zvýšená hladina hluku ve městech vyžaduje zvláštní adaptace živočichů spoléhajících na zvukovou komunikaci (Warren et al. 2006). V městských ptačích populacích dochází z tohoto důvodu ke změně aktivity na noční (Fuller et al. 2007), ke změně hlasové frekvence (Slabbekoorn & Peet 2003) či k omezení vokální komunikace (Estes & Mannan 2003). Některé druhy s nevhodnou frekvencí hlasu nejsou schopny se adaptovat na nové podmínky a hladina hluku tak snižuje početnost některých druhů ptactva ve městech (Rheindt 2003).

Městské populace využívají dostupnost potravních zdrojů antropogenního původu a mění své potravní návyky (Kristan et al. 2004). Vliv člověka mění časovou i prostorovou strukturu dostupnosti potravy, což vede ke kumulaci jedinců do okolí potravního zdroje (Rodewald & Shustack 2008). Následkem jsou pak vyšší populační hustoty v městských či příměstských oblastech (Fuller et al. 2008, Prange et al. 2004,

Morneau et al. 1999). Pro některé ptáčí i savčí druhy tvoří tyto potravní zdroje obzvláště v zimě důležitou složku potravy (Cavallini 1992, Jokimaki et al. 2002), což jim spolu s nezamrzlými zdroji vody a příznivým městským mikroklimatem zajišťuje lepší podmínky pro přezimování, které mívají za důsledek omezené migračního chování městských populací (Able & Belthoff 1998, Luniak 2004).

Život bez migračních přesunů a příhodné městské mikroklima či dostupnost potravy umožňují prodloužené období rozmnožování (Fleischer et al. 2003), které může vést k vyššímu počtu vrhů či snůšek (Luniak 2004). Budovy a ostatní městské struktury jsou vhodné jako úkryt, a to i v době péče o mláďata (Herr et al. 2010). Antropogenní struktury využitelné pro hnízdění podněcují četné změny hnízdních návyků, ať už z hlediska vhodného místa, či dostupného hnízdního materiálu. Ptáci mají tendenci umisťovat svá hnízda v urbánním habitatu výše oproti přirozenému (Dhindsa et al. 1989, Luniak 2004).

Téměř všechny urbánní populace ptáků i savců snižují svou útěkovou vzdálenost pro styk s člověkem či člověka aktivně vyhledávají za účelem zisku potravy. Přirozeně plaché druhy jsou schopny se v městských podmínkách chovat k člověku agresivně. U městských populací je také pozorována zvýšená vnitrodruhová agresivita v důsledku vyšších populačních hustot a prostorového omezení (Luniak 2004).

Synurbanizace také ovlivňuje délku života, příčiny úmrtí a mortalitu (Ditchkoff et al. 2006). Absence nebezpečných migračních přesunů, dostatek potravních zdrojů a příznivé mikroklima městského prostředí působí v tomto směru pozitivně. Nižší přizpůsobivost některých predátorů městskému prostředí vede k nižšímu predáčnickému tlaku (Etter et al. 2002). Výsledkem pak bývá slabší přirozená selekce, díky čemuž mohou v některých případech v městských populacích setrvat i slabí, degenerovaní, vysoce parazitovaní či nemocní jedinci, kteří by v přirozených populacích nepřežili (Luniak 2004). Navzdory nízkému tlaku přirozených predátorů může být celkový predáčnický tlak v urbánním prostředí vlivem domestikovaných predátorů dokonce vyšší než v okolní krajině (Ditchkoff et al. 2006), což dokazují data publikovaná pro některé populace ptáků, savců (Lepczyk et al. 2003, Baker et al. 2008) i plazů (Koenig et al. 2002). Urbánní jedinci jsou mnohem častěji obětí dopravy (Forman & Alexander 1998, Etter et al. 2002), drátů vysokého napětí či prosklených panelů (Luniak 2004). Také nemoci výrazně zvyšují míru mortality v městském prostředí (Estes & Mannan 2003). V městských ekosystémech je vyšší výskyt jak ekto-, tak endoparazitů (Bradley & Altizer 2006) a člověkem pozmeněné patogeny často způsobují epidemie. Synurbické

druhy pociťují přímé i nepřímé dopady zvýšené koncentrace polutantů v prostředí, což může kromě možnosti přímé otravy vést k oslabenému imunitnímu systému těchto jedinců (Bradley & Altizer 2006). Dopady zvýšené koncentrace polutantů v prostředí na reprodukci a přežívání jedinců však nebyly dosud dostatečně studovány (Ditchkoff et al. 2006). Otrava nemusí být pouze náhodně vyvolaná běžně se vyskytujícími kontaminanty, ale i záměrně cílená ze strany člověka, jako jsou třeba deratizační jedy (Gehrt 2010). Městské toky bývají často upraveny pro lidské potřeby zahrnující mimo jiné protipovodňová opatření, což ohrožuje vodní živočichy v podobě vodních struktur i nepřirozených vodních proudů (Paul & Meyer 2001).

Protože působení člověka nutí synurbické druhy přizpůsobit se prostředí, kde působí odlišné selekční tlaky, jsou tyto druhy schopny vyvinout za účelem úspěšné kolonizace urbánního prostředí četné ekologické adaptace. Důsledkem je rychlá mikroevoluce městských populací. Mikroevoluční adaptabilita na změnu prostředí vyvolanou lidskou aktivitou byla prostudována v různých taxonomických skupinách zahrnujících hmyz i ptáky (Diamond 1986, Able & Belthoff 1998). Otázka genetické identity městských populací není stále dostatečně objasněna. Některé morfologické, fyziologické i behaviorální rozdíly oproti rurálním populacím byly označeny jako genetického původu, ovšem obecně se jednotlivé adaptace vlastností populací zdají být variabilitou v rámci biologické plasticity druhu (Luniak 2004). Evoluční vývoj městských populací je řízen specifickou formou selekce ovlivněnou typem disturbancí v městském prostředí (Stockwell et al. 2003) a genetickou izolací městských populací (Slabbekoorn & Peet 2003). Značnou roli v těchto přizpůsobeních pravděpodobně může hrát imprinting na městské prostředí (Luniak 2004).

1.3 Vliv urbanizace na šelmy

Většina savčích predátorů je negativně ovlivněna aspekty urbanizace díky jejich vysokým nárokům na prostor, nízké míře reprodukce, potravní specializaci či přímému pronásledování člověkem (Matthiae & Stearns 1981). Avšak různorodost tohoto taxonu synurbanizaci některých druhů přesto umožňuje. Urbanizace má na šelmy různý vliv v závislosti na schopnosti jednotlivých druhů adaptovat se na pozměněné prostředí, což přímo ovlivňuje distribuci šelem v městském habitatu (Lopus 2005, Randa & Yunger 2006, Fuller et al. 2010, Ordeñana et al. 2010). Obecně se rozeznávají tři kategorie

šelem z městského prostředí. První jsou tzv. „residents“, zahrnující populace šelem, které žijí zcela v městském prostředí. Druhou kategorií jsou tzv. „transients“, jejichž prostorová aktivita částečně zasahuje na území města. Třetí kategorií tvoří šelmy, jejichž výskyt byl v městském prostředí zaznamenán, ale chybí dostatek informací pro posouzení jejich vztahu k městskému ekosystému (Iossa et al. 2010).

Šelmy schopné obývat městské prostředí vykazují některé společné charakteristiky, které jsou nejvýraznější pro skupinu tzv. residentních městských šelem. Všechny residentní městské šelmy dosahují malé (kuna skalní (*Martes foina*) - 1,5 kg) až střední velikosti s maximem do cca 18 kg v případě kojotů préríjních (*Canis latrans*). Důvodem je několik faktorů zahrnujících ochotu člověka tolerovat výskyt šelem ve městě, protože negativní vnímání obyvateli měst roste nejen s množstvím škod, které daná šelma člověku způsobuje (DeStefano & DeGraaf 2003, Andersone & Ozolins 2004), ale i s velikostí šelem (Roskaft et al. 2007).

Městské populace mají ve většině případů menší domovské okrsky než populace stejného druhu ve volné krajině. Menší domovské okrsky v urbánním prostředí jsou zřetelné ve studiích zabývajících se populacemi lišky obecné (*Vulpes vulpes*) (Lewis et al. 1993), jezevce lesního (*Meles meles*) (Davison et al. 2009), mývala severního (*Procyon lotor*) (Prange et al. 2004), kuny skalní (Herr et al. 2009) či kojota préríjního (Tigas et al. 2002). Naopak v některých případech, kdy městská populace daného druhu nespolehá na antropogenní zdroje potravy, dochází k zvětšování domovských okrsků po směru gradientu urbanizace, např. u některých populací kojota préríjního (Riley et al. 2003).

S velikostí domovského okrsku úzce souvisí populační hustota. Je zjevné, že jednotlivé druhy reagují na městské prostředí různě. Druhy schopné dobré adaptace na urbánní prostředí, jako je kuna skalní (Herr et al. 2009), liška obecná (Baker et al. 2000) či mýval severní (Prange et al. 2003) se vyskytují ve městech ve vyšších populačních hustotách oproti volné krajině. Dobře adaptovaný na urbánní prostředí se jeví i skunk pruhovaný (*Mephitis mephitis*) (Lopus 2005). U některých druhů, jako je kojot préríjní, není nárůst populační hustoty výrazný, díky vyšším prostorovým nárokům na habitat a požadavkům na potravní zdroje (Fedriani et al. 2001). Jezevec lesní se jeví jako špatně adaptovaný druh, který nedokáže dobře využívat výhody městského prostředí, a proto se v městském prostředí vyskytuje nanejvýše ve stejných populačních hustotách jako ve volné krajině (Huck et al. 2008). Vliv urbánního prostředí na populační hustoty a

velikosti domovských okrsků městských šelem popisují pouze dílčí studie, komplexní studie zatím nebyla publikována.

Míra potravní specializace se jeví jako podstatný aspekt úspěšné synurbanizace. Většina městských šelem jsou potravní generalisté (Iossa et al. 2010), což odpovídá prokázanému růstu počtu druhů potravních generalistů dle gradientu urbanizace na úkor počtu druhů potravních specialistů (Sorace & Gustin 2009). Potravní generalisté se projevují jako více tolerantní vůči fragmentaci habitatů, což je pak nejvýhodnější strategie pro život v městském prostředí. Potravní specializace spolu s fragmentací urbánního habitatu ovlivňuje i velikost domovského okrsku městských populací (Crooks 2002). Pro samce urbánních populací šelem byla prokázána pozitivní korelace velikosti domovského okrsku a míry potravní specializace, pro samice nikoliv. Rovněž negativní korelace podílu antropogenních zdrojů v potravě a velikosti domovského okrsku byla prokázána pouze pro samce urbánních populací. (Iossa et al. 2010).

Jelikož fragmentované městské prostředí neposkytuje vhodné podmínky pro lov ve skupině, chovají se všechny druhy v městských podmínkách jako solitérní lovci, i když populace téhož druhu loví ve volné krajině ve smečce (Iossa et al. 2010). Možnost lovu v sociální skupině znemožňuje nedostatek vhodného prostoru a další antropogenní vlivy rušící v danou chvíli kooperaci a komunikaci mezi členy smečky. Samotné vytváření sociálních skupin je však obvyklé i v městských podmínkách, což bylo zjištěno např. u kojota préríjního (Way 2003).

Urbánní populace se od populací volné krajiny mohou lišit i vyšší početností vrhu a počtem mláďat přeživších do dospělosti. V komplexní analýze ale nebyl u populací šelem tento pozitivní vliv urbánního prostředí prokázán (Iossa et al. 2010), ačkoliv existují jednotlivé studie potvrzující vyšší reprodukční úspěch jako důsledek kontinuální dostupnosti potravy v městském prostředí (Gosselink et al. 2007).

Městské prostředí obvykle přispívá k posunu přirozené soumravné aktivity šelem ve prospěch noční (Tigas et al. 2002, Riley et al. 2003), což má mimo jiné vliv na pokles rizika kolize s dopravními prostředky (Baker et al. 2007).

Kromě největší hrozby v podobě srážky s motorovými vozidly (Gehrt 2010) ovlivňuje mortalitu šelem v urbánním prostředí zvýšený výskyt patogenů, jejichž šíření je podpořeno vyššími populačními hustotami ve městech. Příkladem je masivní šíření svrabu (Baker et al. 2000) či parvovirozy u městských lišek (Riley et al. 2004) nebo psinka mezi mývaly a skunky (Gehrt 2005).

Literatura

Able K. P. and Belthoff J. R. 1998. Rapid “evolution” of migratory behaviour in the introduced house finch of eastern North America. *Proceedings of the Royal Society, London, Series B* 265: 2063-2071.

Alberti M. and Marzluff J. 2004. Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems* 7: 241-326.

Alberti M. and Waddell P. 2000. Integrating Humans Into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems. *BioScience* 53: 1169-1179.

Andersone Ž. and Ozoliņš J. 2004. Public perception of large carnivores in Latvia. *Ursus* 15: 181-187.

Andrzejewski R., Babińska-Werka J., Gliwicz J. and Goszczyński J. 1978. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient. *Acta theriologica* 23: 341-358.

Baker P. J., Dowding C. V., Molony S. E., White P. C. L. and Harris S. 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioural Ecology* 18: 716-724.

Baker P. J., Funk S. M., White P. C. L. and Harris S. 2000. Flexible spatial organization of urban foxes, *Vulpes vulpes*, before and during an outbreak of sarcoptic mange. *Animal Behaviour* 59: 127-146.

Baker P. J., Molony S. E., Stone E. L., Cuthill I. C. and Harris S. 2008. Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* 150: 86-99.

Beier P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59: 228-37.

Berry B. J. L. 2008. Urbanization. In: *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (Eds. Marzluff J. M., Shulenberger E., Endlicher W., Alberti M., Bradley G., Ryan C., Simon U. and Zumbrunnen C.). Springer, New York.

Blair R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6: 506-519.

- Blair R. B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170.
- Blair R. B. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? In: *Biotic homogenization* (Eds. Lockwood J. L. and McKinney M. L). Kluwer Academic Plenum Publishers, New York.
- Bonesi L. and Palazón S. 2007. The American mink in Europe: status, impacts and control. *Biological Conservation* 34: 470-483.
- Bradley C. A. and Altizer S. 2006. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 95-102.
- Cadenasso M. L., Pickett S. T. A. and Grove J. M. 2006. Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological Complexity* 3: 1-12.
- Cavallini P. 1992. Ranging behavior of the red fox (*Vulpes vulpes*) in rural southern Japan. *Journal of Mammalogy* 73: 321-325.
- Collins J. P., Kinzig A., Grimm N. B., Fagan W. F., Hope D., Wu J. and Borer E. T. 2000. A new urban ecology. *American Scientist* 88: 416-425.
- Connell J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cornelis J. and Hermy M. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69: 385-401.
- Crooks K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Czech B. 2005. Urbanization as a threat to biodiversity: trophic theory, economic geography, and implications for conservation land acquisition. In: *Policies for managing urban growth and landscape change: a key to conservation in the 21st Century* (Ed. Bengston D. N.). General Technical Report NC-265, U. S. Forest Service, St. Paul, Minnesota.
- Czech B., Krausman P. R. and Devers P. K. 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience* 50: 593-601.

- Davison J., Huck M., Delahay R. J. and Roper T. J. 2009. Restricted ranging behaviour in a high-density population of urban badgers. *Journal of Zoology* 277: 45-53.
- DeStefano S. and DeGraaf R. M. 2003. Exploring the ecology of suburban wildlife. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 95-101.
- Dhindsa M. S., Komers P. E. and Boag D. A. 1989. Nest height of Black-billed Magpies: is it determined by human disturbance or habitat type? *Canadian Journal of Zoology* 67: 228–232.
- Diamond J. M. 1986. Rapid evolution of urban birds. *Nature* 324: 107-108.
- Dickman C. R. and Doncaster C. P. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56: 629–640.
- Dickman C. R. and Doncaster C. P. 1989. The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology* 58: 119–127.
- Ditchkoff S. S., Saalfeld S. T. and Gibson C. J. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems* 9: 5–12.
- Estes W. A. and Mannan R. W. 2003. Feeding behavior of Cooper’s hawks at urban and rural nests in southeastern Arizona. *Condor* 105: 107–116.
- Etter D. R., Hollis K. M., Van Deelen T. R., Ludwig D. R., Chelsvig J. E., Anchor C. L. and Warner R. E. 2002. Survival and movements of white-tailed deer in suburban Chicago, Illinois. *Journal of Wildlife Management* 66: 500– 510.
- Fedriani J. M., Fuller T. K. and Sauvajot R. M. 2001. Does availability of anthropogenic food enhance densities of omnivorous mammals? An example with coyotes in southern California. *Ecography* 24: 325-331.
- Fleischer A. L., Bowman R. and Woolfenden G. E. 2003. Variation in foraging behavior, diet, and time of breeding of Florida scrub-jays in suburban and wildlife habitats. *Condor* 105: 515–527.
- Forman R. and Alexander L. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Fuller R. A., Warren P. H. and Gaston K. J. 2007. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* 3: 368–370.

- Fuller R. A., Warren P. H., Armsworth P. R., Barbosa O. and Gaston K. J. 2008. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. *Diversity & Distributions* 14: 131–137.
- Fuller T. K., Destefano S. and Warren P. S. 2010. Carnivore Behaviour and Ecology and Relationship to Urbanization In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation* (Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Garden J., Mcalpine C., Peterson A., Jones D. and Possingham H. 2006. Review of the ecology of Australian urban fauna: a focus on spatially explicit processes. *Austral Ecology* 31: 126-148.
- Gehrt S. D. 2005. Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy* 86: 1164–1170.
- Gehrt S. D. 2010. The Urban Ecosystem In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation* (Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Germaine S. S. and Wakeling B. F. 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation* 97: 229-237.
- Gordon P. and Richardson H. 1997. Are compact cities a desirable planning goal? *Journal of the American Planning Association* 63: 95-106.
- Gosselink T. E., van Deleen T. R., Warner R. E. and Mankin P. C. 2007. Survival and cause specific mortality of red foxes in agricultural and urban areas of Illinois. *Journal of Wildlife Management* 71: 1862–1873.
- Grimm N. B., Grove J. M., Pickett S. T. A. and Redman C. L. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50: 571–584.
- Helden A. J. and Leather S. R. 2004. Biodiversity on urban roundabouts-*Hemiptera*, management and species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5: 367–377.
- Herr J., Schley L. and Roper T. J. 2009. Socio-spatial organization of urban stone martens. *Journal of Zoology* 277: 54–62.

- Herr J., Schley L., Engel E. and Roper T. J. 2010. Den preferences and denning behaviour in urban stone martens (*Martes foina*). *Mammalian Biology* 75: 138-145.
- Hill D. 1990. The impact of noise and artificial light on waterfowl behaviour: a review and synthesis of the available literature. British Trust for Ornithology Report No. 61., Norfolk, United Kingdom.
- Huck M., Davison J. and Roper T. J. 2008. Predicting European badger *Meles Meles* sett distribution in urban environments. *Wildlife Biology* 14: 188-198.
- Iossa G., Soulsbury C. D., Baker P. J. and Harris S. 2010. A taxonomic analysis of urban carnivore ecology. In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation* (Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Jokimaki J., Clergeau P. and Jokimaki M. L. K. 2002. Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29: 69–79.
- Kasanko M., Barredo J. I., Lavalle C., McCormick N., Demicheli L., Sagris V. and Brezger A. 2006. Are european cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning* 77: 111-130.
- Kaye J. P., Groffman P., Grimm N. B., Baker L. and Pouyat R. 2006. A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution* 21: 192-199.
- Koenig J., Shine R. and Shea G. 2002. The dangers of life in the city: Patterns of activity, injury and mortality in suburban lizards (*Tiliqua scincoides*). *Journal of Herpetology* 36: 62–68.
- Kowarik I. 2008. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (Eds. Marzluff J. M., Shulenberger E., Endlicher W., Alberti M., Bradley G., Ryan C., Simon U. and Zumbrunnen C.). Springer, New York.
- Kristan W. B., Boarman W. I. and Crayon J. J. 2004. Diet composition of common ravens across the urban–wildland interface of the West Mojave Desert. *Wildlife Society Bulletin* 32: 244–253.
- Lepczyk C. A., Mertig A. G. and Liu J. 2003. Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation* 115: 191–201.

- Lewis J. C., K. L. Sallee and R. T. Golightly. 1993. Introduced red fox in California. Nongame. Bird and Mammal Report 93:10.
- Longcore T. and Rich C. 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 191-198.
- Lopus S. 2005. Habitat occupancy by carnivorous species in relation to urbanization. *Carnivore Habitat*, May 9.
- Lugo A. E. 2002. Can we manage tropical landscapes? An answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17: 601–15.
- Luniak M. 2004. Synurbization – adaptation of animal wildlife to urban development. *Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation*: 50–55.
- Mack R. N. and Lonsdale W. M. 2001. Humans as global plant dispersers: Getting more than we bargained for. *Bioscience* 51: 95-102.
- Marzluff J. M. and Ewing K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9: 280–292.
- Matthiae P. E. and Stearns F. 1981. Mammals in forest islands in southeastern Wisconsin. In: *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes* (Eds. Burgess R. L. and Sharpe D. M.). New York, Springer-Verlag.
- McIntyre N. E., Knowles-Yanez K. and Hope D. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of "urban" between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems* 4: 5–24.
- McKinney M. L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- McKinney M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKinney M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176.

- Mittelbach G. G., Steiner C. F., Scheiner S. M., Gross K. L., Reynolds H. L., Waide R. B., Willig M. R., Dodson S. I. and Gough L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381-2396.
- Møller A. P. 2008. Flight distance of urban birds, predation and selection for urban life. *Behavioral Ecology And Sociobiology* 63: 63-75.
- Morneau F., Décarie R., Pelletier R., Lambert D., DesGranges. J. L. and Savard J. P. 1999. Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape Urban Planning* 44: 111–121.
- Niemela J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3: 57–65.
- Nuhn T. P. and Wright C. G. 1979. An ecological survey of ants in a landscaped suburban habitat. *American Midland Naturalist* 102: 353–362.
- Ogden L. J. E. 1996. Collision course: the hazards of lighted structures and windows to migrating birds. World Wildlife Fund Canada and Fatal Light Awareness Program, Toronto, Canada.
- Ordeñana M. A., Crooks K. R., Boydston E. E., Fisher R. N., Lyren L. M., Siudyla S., Haas C., Harris S., Hathaway S. A., Turschak G. M., Miles A. K. and Van Vuren D. H. 2010. The effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy* 91: 1322-1331.
- Parris K. M. 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75: 757–764.
- Paul M. J. and Meyer J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333–65.
- Pautasso M. 2007. Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters* 10: 16–24.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Groffman P. M., Band L. E., Boone C. G. and Wilson M. A. 2008. Beyond urban legends: An emerging framework of urban ecology, as illustrated by the Baltimore ecosystem study. *Bioscience* 58: 139-150.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon S. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C. and Costanza R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological,

- physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127–157.
- Prange S., Gehrt S. D. and Wiggers W. P. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *Journal of Wildlife Management* 67: 324-333.
- Prange S., Gehrt S. D. and Wiggers E. P. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* 85: 483-490.
- Racey G. D. and Euler D. L. 1982. Small mammal and habitat response to shoreline cottage development in Central Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 60: 865-880.
- Randa L. A and Yunger J. A. 2006. Carnivore occurrence along an urban–rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87: 1154–1164.
- Rebele F. E. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173–187.
- Rheindt F. E. 2003. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology* 144: 295-306.
- Riley S. P. D., Busteed G. T., Kats L. B., Vandergon T. L., Lee L. F. S., Dagit R. G., Kerby J. L., Fisher R. N. and Sauvajot R. M. 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats coyotes in Southern California. *Conservation Biology* 17: 566-576.
- Riley S. P. D., Foley J. E. and Chomel B. B. 2004. Exposure to feline and canine pathogens in bobcats and gray foxes in urban and rural zones of a national park in California. *Journal of Wildlife Diseases* 40: 11-22.
- Rodewald A. D. and Shustack D. P. 2008. Consumer resource matching in urbanizing landscapes: Are synanthropic species over-matching? *Ecology* 89: 515-521.
- Roetzer T., Wittenzeller M., Haeckel H. and Nekovar J. 2000. Phenology in central Europe - differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *International Journal of Biometeorology* 44: 60-66.
- Roskaft E., Handel B., Bjerke T. and Kaltenborn B. P. 2007. Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology* 13: 172-185.

- Savard J. P. L., Clergeau P. and Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131–142.
- Shochat E., Warren P. S., Faeth S. H., McIntyre N. E. and Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 186-191.
- Slabbekoorn H. and Peet M. 2003. Birds sing at higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.
- Sorace A. and Gustin M. 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning* 90: 111–118.
- Stockwell C. A., Hendry A. P. and Kinnison M. T. 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 94-101.
- Sukopp H. 2002. On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74: 373–393.
- Svensson A. M. and Rydell J. 1998. Mercury vapour lamps interfere with the bat defence of tympanate moths (*Operophtera spp.; Geometridae*). *Animal Behaviour* 55: 223–226.
- Tigas L. A., Van Vuren D. H. and Sauvajot R. M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299-306.
- Warren P. S., Katti M., Ermann M. and Brazel A. 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour* 71: 491–502.
- Way J. G. 2003. Descriptions and possible reasons for an abnormally large group size of adult eastern coyotes observed during summer. *Northeastern Naturalist* 10: 335-342.
- Wiese F. K., Montevecchi W. A., Davoren G. K., Huettman F., Diamond A. W. and Linke J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the Northwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 42: 1285-1290.
- World Urbanization Prospects: The 2009 Revision, Population Division, Department of Economic and Social Affairs, UN.

2. Mapování rozšíření a distribuce městských šelem a analýza faktorů ovlivňujících jejich výskyt

Úvod

Urbanizace je v současnosti významný činitel přeměny krajiny. V roce 2009 přesáhl podíl městského obyvatelstva polovinu celosvětové populace (WUP 2009). Obytné, komerční a industriální využití území vede k rozsáhlým změnám struktury a funkce zasažených ekosystémů (Niemela 1999, Pickett et al. 2001). Urbanizace způsobuje destrukci původních biotopů, ale současně vytváří nové volné ekologické niky, jejichž expanzivní šíření podporuje živočišné populace v adaptaci na specifické urbánní podmínky a k osidlování městského habitatu, tzv. synurbanizaci (Andrzejewski et al. 1978, Luniak 2004). Hlavním předpokladem pro úspěšnou synurbanizaci druhu je ekologická, demografická a behaviorální adaptabilita (Luniak 2004). Způsob odpovědi druhu na urbanizaci je tak specifický v závislosti na jeho specializovanosti, citlivosti, schopnosti disperze a dalších vlastnostech (Dickman & Doncaster 1987, Dickman & Doncaster 1989).

Savčí predátoři jsou pro sunurbanizaci znevýhodněni svými vysokými nároky na prostor, nízkou mírou reprodukce, potravní specializací i přímým pronásledováním ze strany člověka (Matthiae & Stearns 1981). Vzhledem k různorodosti tohoto taxonu je přesto synurbanizace některých druhů šelem úspěšná. Úspěšné využití městského prostředí daným druhem podporuje několik základních aspektů charakteristiky druhu. Podstatným znakem urbánních šelem je malá až nejvýše střední velikost těla, zvyšující míru tolerance člověka vůči přítomnosti populace ve městě (Roskaff et al. 2007). Výhody urbánního prostředí dokáží z hlediska potravní nabídky lépe zužítkovat potravní generalisté (Sorace & Gustin 2009), proto není většina úspěšných kolonizátorů městského habitatu výrazně potravně specializována (Iossa et al. 2010). Potravní generalisté byli současně prokázáni jako více tolerantní k fragmentaci habitatu (Crooks 2002), což je další nutnou podmínkou pro osídlení městského prostředí. Pokročilá adaptace na urbánní podmínky se projevuje v podobě změny některých parametrů městských populací oproti populacím volné krajiny, jako je rozdílná velikost domovského okrsku (Lewis et al. 1993, Tigas et al. 2002, Prange et al. 2004, Davison et al. 2009, Herr et al. 2009), populační hustota (Baker et al. 2000, Prange et al. 2003, Herr

et al. 2009) či změněná aktivita v průběhu cirkadiánního cyklu (Tigas et al. 2002, Riley et al. 2003). Urbanizace má na jednotlivé druhy šelem různý vliv v závislosti na schopnosti adaptovat se na pozměněné prostředí, což přímo ovlivňuje distribuci šelem v městském habitatu (Lopus 2005, Randa & Yunger 2006, Ordeňana et al. 2010). Distribuce šelem v prostoru je proto určena nejen potravní nabídkou (Jepsen et al. 2002, Rodewald & Shustack 2008), ale i dalšími habitatovými charakteristikami, jako je vegetační pokryv či přímo míra urbanizace a typ urbanizovaného habitatu (Weber & Meia 1996, Lopus 2005, Randa & Yunger 2006).

Ekologie a distribuce jednotlivých urbánních šelem i celé městské komunity byla doposud studována pouze zřídka. Tato práce je první evropskou studií tohoto typu.

Hlavním cílem této studie je zmapovat rozšíření a distribuci savčích predátorů v městském prostředí Českých Budějovic. Cílem následné GIS analýzy habitatových charakteristik je stanovení aspektů městského prostředí, které tuto distribuci šelem podmiňují, a to jak z hlediska celé komunity, tak se zaměřením na preference jednotlivých druhů.

Metodika

Studované území

Studie byla prováděna na území krajského města Českých Budějovic (48° 57' N, 14° 28' E, 100 000 obyvatel, 55,55 km²), které se nachází v jihovýchodní části Českobudějovické pánve. Poloha na dně této pánve spolu s vlivem srážkového stínu Novohradských hor a Šumavy omezuje proudění vzduchu a způsobuje v průměru vyšší teploty (9,5°C) (ČSÚ 2011). Podnebí je tak mírně teplé, vlhké s častými mlhami a s mírnými zimami (Vavruška 1998). Dlouhodobý průměr srážek činí 837 mm, přičemž valná většina srážek spadne v letních měsících (Vavruška 1998, ČSÚ 2011). Vliv zástavby se v centru města projevuje například vyšší teplotou vzduchu, nižší průměrnou rychlostí větru či menším počtem dnů se sněhovým pokryvem. Geologicky je území města charakterizováno jako ulehle písčité šterky kvartérních říčních teras, což je dáno především jeho polohou na soutoku řek Malše a Vltavy (Novák 1998).

Pozorování probíhalo na území 38,56 km², což zahrnovalo celé území města včetně periferií, vyjma obcí (městských částí) a satelitů za hranicemi města. Z této celkové plochy bylo 19,1 % tvořeno obytnou zástavbou, 2,5 % panelovou zástavbou, 15,1 % průmyslovou zástavbou, 21,1 % travními plochami, 2,5 % vodními plochami,

25,1 % zemědělskými plochami, 2,7 % komerční zástavbou a 11,9 % tvořily plochy s vegetací vyšší než 5 m.

Design pokusu

Distribuci savčích predátorů v urbánním prostředí jsme sledovali v průběhu let 2010 - 2011. Za tímto účelem bylo město rozděleno do 154 kvadrátů o velikosti 500 x 500 m. Tato velikost byla stanovena jako dostatečná na základě předchozích pokusů (Šálek et al. 2005, 2009, 2010), ale také s přihlédnutím k behaviorálním charakteristikám šelem a k faktu, že v městském prostředí jsou jejich domovské okrsky obecně menší (Šálek et al. 2005, Herr et al. 2009, Gehrt 2010). V průběhu letní a zimní sezóny jsme sledovali využívání těchto kvadrátů savčími predátory v jednotlivých částech města, aby bylo možné zjistit a porovnat habitatové preference savčích predátorů pro jednotlivé části města, popř. jejich mezidruhové interakce.

Savčí predátory jsme identifikovali na základě tvaru a rozměrů stop z určovacích klíčů Bouchner (2003) a Anděra & Horáček (2005). Dokumentovaný byl v naší studijní oblasti výskyt lasice kolčavy (*Mustela nivalis*), lasice hranostaje (*Mustela erminea*), tchoře tmavého (*Mustela putorius*), kun (kuna lesní *Martes martes*, kuna skalní *Martes foina*), lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a na člověka vázaných šelem (kočka domácí *Felis catus* a pes domácí *Canis lupus familiaris*) (Bouchner 2003, Anděra & Horáček 2005, Šálek et al. 2005, 2009). V případě kun jsme nebyli schopni určit jedince do druhové úrovně, a proto jsme použili pouze označení rodu (*Martes* sp.), ovšem vzhledem k druhovým charakteristikám lze předpokládat, že v naprosté většině patřily stopy kuně skalní, která jako potravní i habitatový generalista obývá široké spektrum různých habitatů včetně městského prostředí (Červený et al. 2003, Anděra & Horáček 2005, Šálek et al. 2005, Herr et al. 2009).

Sběr dat

Letní sezóna

Během letní sezóny (červen 2010) byla přítomnost savčích predátorů v jednotlivých kvadrátech zjišťována pomocí pachových stanic, kdy byla do středu

každého kvadrátu umístěna jedna stanice. Metoda pachových stanic je široce užívanou nepřímou metodou pro sledování výskytu čichově senzitivních predátorů (Travaini et al. 1996, Zielinski & Stauffer 1996, Crooks & Soulé 1999, Gehring & Swihart 2003, Šálek et al. 2009, 2010). Stanice byla zakládána na ploše 1 m², která byla vyčištěna, urovnána a potažena zahradní folií či textilií, aby se zabránilo prorůstání vegetace do plochy stanice. Takto připravená plocha byla pokryta 2 cm silnou vrstvou velmi jemného písku a doprostřed byl umístěn kolík s mikrozkumavkou ve výšce přibližně 15 cm nad povrchem stanice. Mikrozkumavka byla poté naplněna 1,5 ml králičí močí. Jelikož jsme analyzovali distribuci predátorů na relativně malém území, zvolili jsme tento středně silný pachový atraktant, aby nedocházelo k přilákání zvířat z větších vzdáleností (Linhart & Knowlton 1975). Pachová stanice byla aktivována po dobu 5 následujících dní. Přítomnost stop na stanici byla kontrolována každé ráno, kdy byla stanice znovu uhlazena, a byl doplněn atraktant. V případě dešťových srážek bylo pozorování přerušeno a obnovená stanice opět kontrolována následující den.

Zimní sezóna

V zimní sezóně byl monitoring výskytu šelem v jednotlivých kvadrátech prováděn pomocí zimního stopování, kdy byl každý kvadrát důkladně prozkoumán, a zjišťovala se přítomnost stop jednotlivých druhů na sněhové pokrývce. Tato stopování byla prováděna na sněhových obnovách během ledna 2011. Kontrolovány byly všechny dostupné prostory (např. obytná zástavba, průmyslové objekty, parky, zahrady), a to především v časných ranních hodinách. Každý kvadrát byl zmapován pouze jednou, abychom se vyhnuli velkému množství duplikujících se dat. Z našich analýz jsme během tohoto mapování vyloučili záznamy psa domácího (*Canis lupus familiaris*), jelikož je jeho výskyt silně vázán na přítomnost člověka (Lenth et al. 2008).

Zjišťované habitatové charakteristiky

Pro vyhodnocení prostorových preferencí jednotlivých predátorů v městském prostředí byla data o jejich výskytu doplněna o habitatové charakteristiky v jednotlivých kvadrátech. Celkem bylo sledováno 9 habitatových charakteristik popisujících na dvou úrovních daný kvadrát: plocha obytné, panelákové (panelové), průmyslové, komerční

zástavby, travní plochy, zemědělské a vodní plochy, plochy, kterou pokrývala vegetace vyšší než 5 m a hustota obyvatel. Vybrané habitatové charakteristiky se v řadě studií ukázaly být důležitými prekurzory výskytu šelem (Šálek et al. 2010, Randa & Yunger 2006, Virgós et al. 2002, Gehring & Swihart 2003, Pita et al. 2009).

Velikost jednotlivých ploch v kvadrátech jsme zjišťovali pomocí digitalizovaných leteckých ortofotomap (1:5000) a geografického informačního systému (GIS; ArcView 3.2a - Environmental Systems Research Institute, Inc. 2000). Tyto charakteristiky jsme analyzovali jak na úrovni kvadrátu – fokální kvadrát - 500 x 500 m (25 ha), tak na úrovni pomyslného superkvadrátu, kdy byly k hodnotám daného, fokálního kvadrátu přičteny hodnoty 8 kvadrátů sousedních, čímž vznikl jeden velký 1500 x 1500 m (225 ha).

Statistická analýza

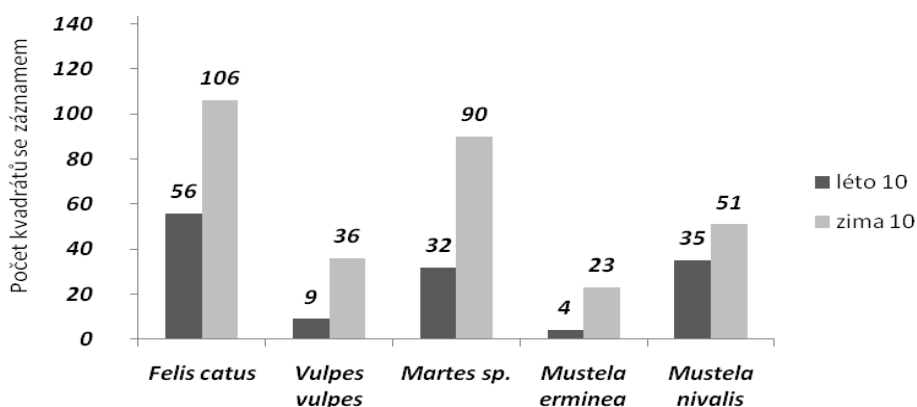
Vztah mezi výskytem jednotlivých šelem i celého společenstva a jednotlivými habitatovými charakteristikami byl testován pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) s postupným výběrem nejlepších prediktorů („forward stepwise selection“, R program, www.cran-project.org).

Záznamy o výskytu šelem z jednotlivých kvadrátů byly vyjádřeny jen jako přítomnost/nepřítomnost daného druhu na pachové stanici/dle zimního stopování, jelikož na základě stop nebylo možné rozlišit jedince. V případě modelů vysvětlující výskyt jednotlivých druhů byla použita binomická distribuce a data byla transformována funkcí logit. Celé společenstvo šelem bylo popsáno pomocí analýzy hlavních komponentů („principal components analysis“, PCA) v programu CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002). Skóre jednotlivých pozorování byla použita jako závislá proměnná v GLM modelu, v němž měla data normální rozdělení a nebyla transformována.

Výsledky

V letní sezóně jsme během 770 past'onocí získali celkem 190 záznamů o výskytu 6 druhů savčích predátorů, což se průměrně rovná 0,25 záznamům za past'onoc a 1,23 záznamům na kvadrát. Po eliminaci 54 záznamů psa domácího (*Canis l. familiaris*) jsou průměrné hodnoty 0,18 záznamů za past'onoc a 0,88 záznamů na kvadrát. Nejčastěji zaznamenaným predátorem byla kočka domácí (*Felis catus*), jejíž 56 záznamů odpovídá výskytu na 36 % zkoumaných kvadrátů. Ostatní šelmy vykazovaly nižší procento navštívených kvadrátů, a to v následujícím sestupném pořadí: lasice kolčava (*Mustela nivalis*) 23% (n = 35), kuna (*Martes sp.*) 21% (n = 32), liška obecná (*Vulpes vulpes*) 6% (n = 9) a lasice hranostaj (*Mustela erminea*) 3% kvadrátů (n = 4) (Obr. 1).

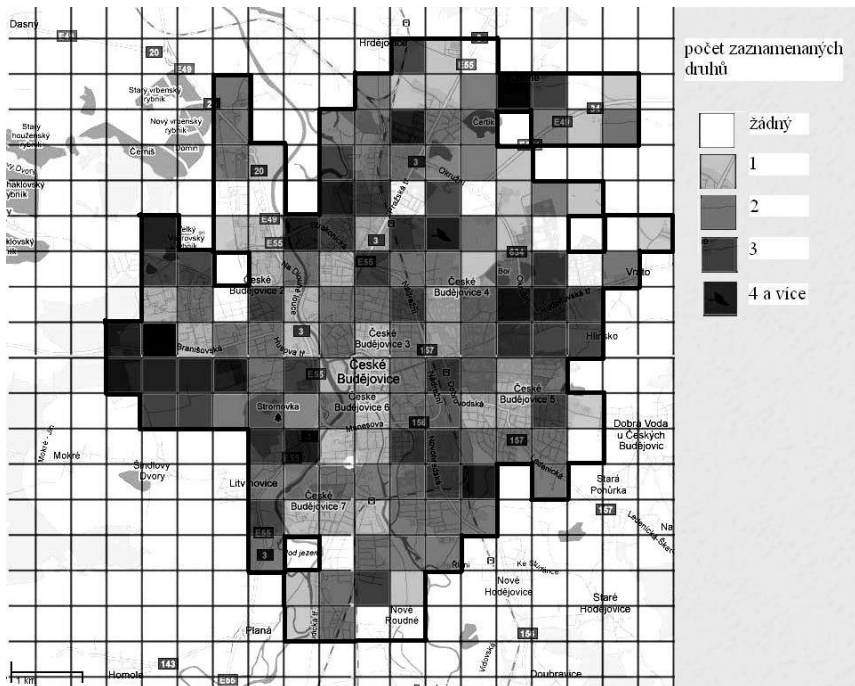
V zimní sezóně, kdy nebyly záznamy psa domácího vůbec zohledněny, jsme metodou zimního stopování získali 306 záznamů výskytu 5 druhů šelem, což odpovídá průměrně 1,99 záznamům na kvadrát. Nejčastěji zaznamenanými predátory byla kočka domácí (69% kvadrátů, n = 106) a kuna (58% kvadrátů, n = 90). Ostatní druhy vykazovaly nižší procento navštívených kvadrátů, a to v následujícím sestupném pořadí: lasice kolčava 33% (n= 51), liška obecná 23% (n= 36) a lasice hranostaj 15% (n= 23) (Obr. 1).



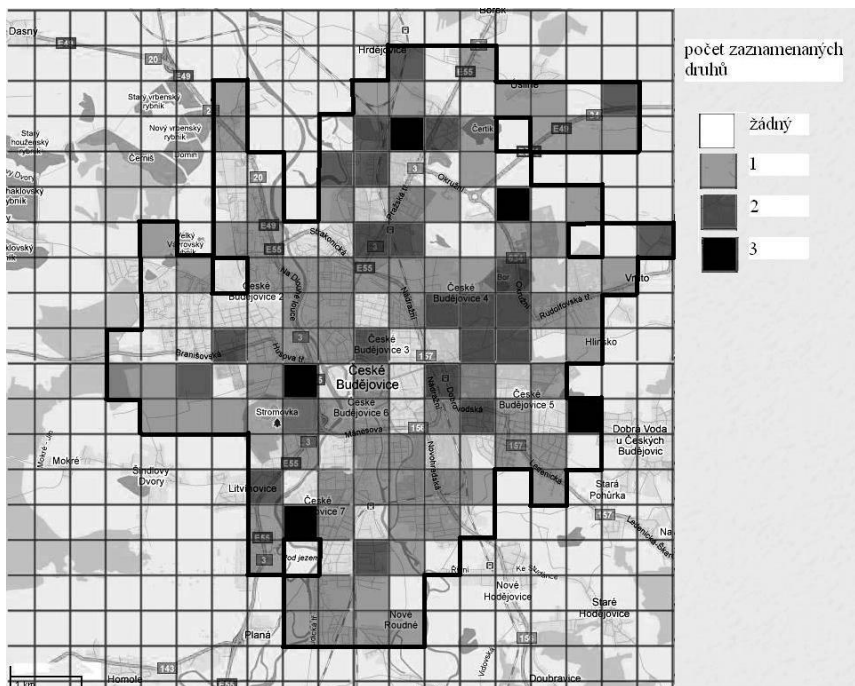
Obr. 1 - Počet kvadrátů se zaznamenanou přítomností jednotlivých druhů šelem.

Z mapy počtu zaznamenaných druhů v jednotlivých kvadrátech je zjevná celková distribuce šelem ve městě v zimním (Obr. 2) i letním období (Obr. 3). Různá prostorová distribuce jednotlivých druhů šelem je výsledkem jejich odlišné reakce na urbanizaci, což je zřetelné ze zimního (Obr. 4) i letního mapování (Obr. 5). V zimním období bylo obecně zaznamenáno více záznamů než v letním. Z výsledků je zřejmé, že

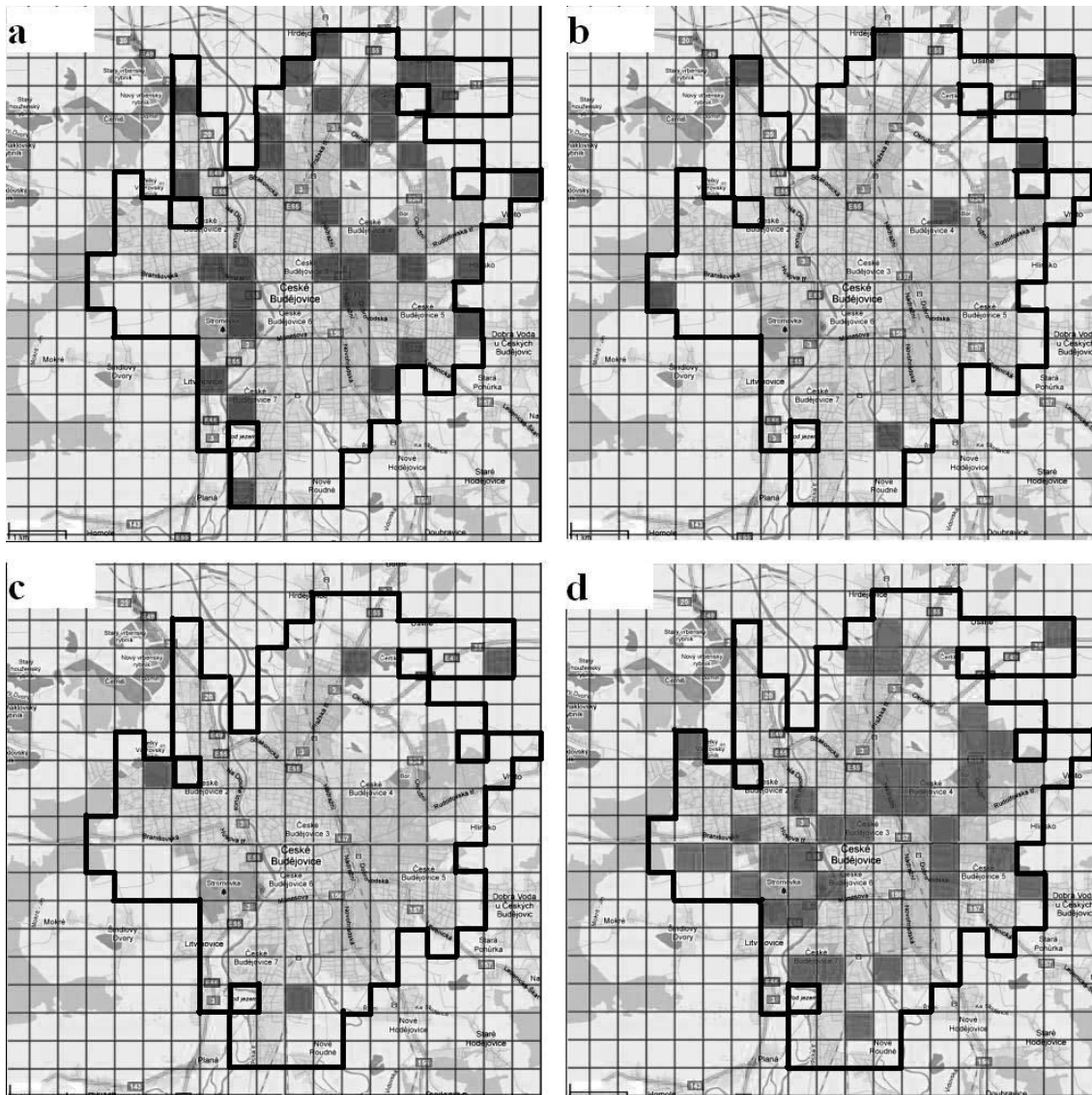
habitatové preference kuny a kolčavy zahrnují urbanizovaná prostředí, převážně průmyslovou zónu, zatímco liška upřednostňuje prostředí periferií a za hranicí města.



Obr. 2 – Počet zaznamenaných druhů v jednotlivých kvadrátech v zimním období 2010; druh *Canis l. familiaris* není zahrnut, hranice studované oblasti je vyznačena čarou.



Obr. 3 – Počet zaznamenaných druhů v jednotlivých kvadrátech v letním období 2010; druh *Canis l. familiaris* není zahrnut, hranice studované oblasti je vyznačena čarou.



Obr. 5 – Distribuce studovaných druhů šelem v letním období r. 2010: a - *Martes sp.*; b - *Vulpes vulpes*; c - *Mustela erminea*; d - *Mustela nivalis*; hranice studované oblasti je vyznačena čarou.

Na základě zobecněných lineárních modelů jsme testovali vliv habitatových charakteristik a hustoty lidského osídlení na výskyt šelem v cílovém kvadrátu (fokální kvadrát) i v jeho okolí (superkvadrát). Prostorové preference jednotlivých šelem se lišily v závislosti na druhu, ročním období a velikosti zohledněné plochy okolního habitatu.

Na základě záznamů z letní sezony (Tab. 1, Tab. 2) bylo zjištěno, že rostoucí hustota lidského osídlení negativně ovlivňuje výskyt šelem, s výjimkou těch domestikovaných (kočka, pes). Přítomnost psa je pozitivně korelována s hustotou lidské populace v dané oblasti. Přítomnost kočky domácí je pozitivně ovlivněna obytnou a průmyslovou zástavbou (Obr. 6), a převaha zemědělského habitatu v širším okolí má na výskyt kočky negativní vliv. Výskyt lasice kolčavy je podle letních záznamů průkazně ovlivněn dostatkem travnatých ploch (Obr. 7), výskyt kun negativně koreluje s hustotou obyvatelstva a je pozitivně ovlivněn součtem rozloh panelové a obytné zástavby (Obr. 8).

Léto 2010		fokální kvadrát (25 ha)				
Druh	AIC	Var	Est	s.e.	z	P
Komunita bez kočky	208.650	intercept	0.003	0.423	0.007	0.994
		hust	-0.293	0.097	-3.035	0.002
		trav	3.396	2.058	1.650	0.099
<i>Felis catus</i>	190.060	intercept	-1.502	0.339	-4.429	<0.001
		obyt	1.114	0.322	3.465	<0.001
		prum	2.961	1.251	2.367	0.018
<i>Vulpes vulpes</i>	52.804	intercept	13.594	1924.572	0.007	0.994
		hust	-16.970	1924.571	-0.009	0.993
		zem	4.783	2.967	1.612	0.107
<i>Mustela erminea</i>	39.100	intercept	-3.624	0.507	-7.154	<0.001
<i>Martes sp.</i>	156.000	intercept	-0.534	0.359	-1.488	0.137
		hust	-0.383	0.150	-2.550	0.011
		obyt	0.602	0.397	1.514	0.130
<i>Mustela nivalis</i>	163.130	intercept	-2.264	0.602	-3.761	<0.001
		trav	6.795	2.577	2.636	0.008
		hust	-0.166	0.108	-1.537	0.124
<i>Canis l. familiaris</i>	187.710	intercept	-1.662	0.335	-4.962	<0.001
		hust	0.333	0.087	3.837	<0.001

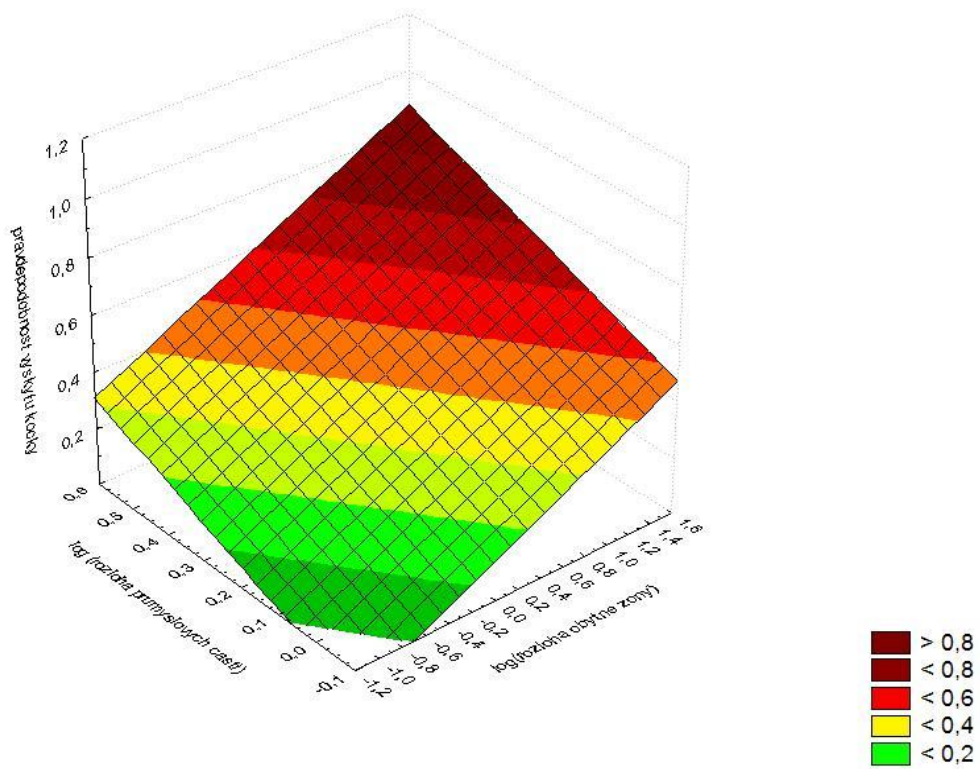
Tab. 1 – Vliv habitatových charakteristik na výskyt jednotlivých druhů šelem (GLM, forward selection) i celého společenstva (PCA) v městském prostředí v letním období na úrovni fokálního kvadrátu. Průkazné hodnoty jsou vyznačeny tučně.

Vysvětlivky: AIC - Akaike index (*Akaike information criterion*), est – koeficient regresního odhadu, s. e. – směrodatná odchylka, z – testovací kritérium, P – průkaznost, hust – hustota obyvatel, oby – obytná zástavba; prum – průmyslová zástavba; trav – zatravněné plochy; veg > 5m – porosty vegetace vyšší než 5 m; zem – zemědělské plochy, vod – vodní plochy.

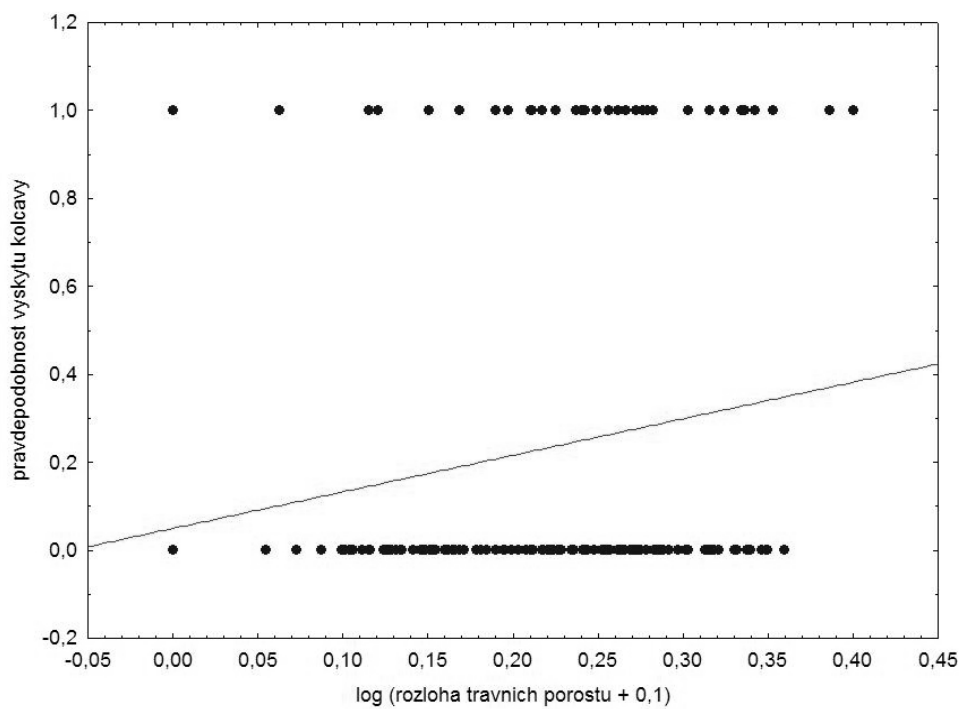
Léto 2010		supekvadrát (225 ha)				
Druh	AIC	Var	Est	s.e.	z	P
Komunita bez kočky	209.740	intercept	0.784	0.387	2.029	0.042
		hust	-0.326	0.126	-2.579	0.010
<i>Felis catus</i>	186.180	intercept	-1.637	0.335	-4.881	<0.001
		obyt	0.980	0.305	3.214	0.001
		prum	0.018	0.006	3.022	0.003
<i>Vulpes vulpes</i>	57.900	intercept	-1.734	1.850	-0.937	0.349
		hust	-1.098	0.658	-1.667	0.096
		zem	0.012	0.009	1.378	0.168
<i>Mustela erminea</i>	37.614	intercept	-2.668	0.650	-4.107	<0.001
		prum	-0.053	0.041	-1.302	0.193
<i>Martes sp.</i>	156.450	intercept	-0.410	0.458	-0.895	0.371
		hust	-0.350	0.166	-2.107	0.035
<i>Mustela nivalis</i>	165.900	intercept	-2.053	0.525	-3.909	<0.001
		trav	0.017	0.010	1.763	0.078
<i>Canis l. familiaris</i>	189.060	intercept	-2.039	0.440	-4.637	<0.001
		hust	0.483	0.133	3.631	<0.001

Tab. 2 – Vliv habitatových charakteristik na výskyt jednotlivých druhů šelem (GLM, forward selection) i celého společenstva (PCA) v městském prostředí v letním období na úrovni superkvadrátu. Průkazné hodnoty jsou vyznačeny tučně.

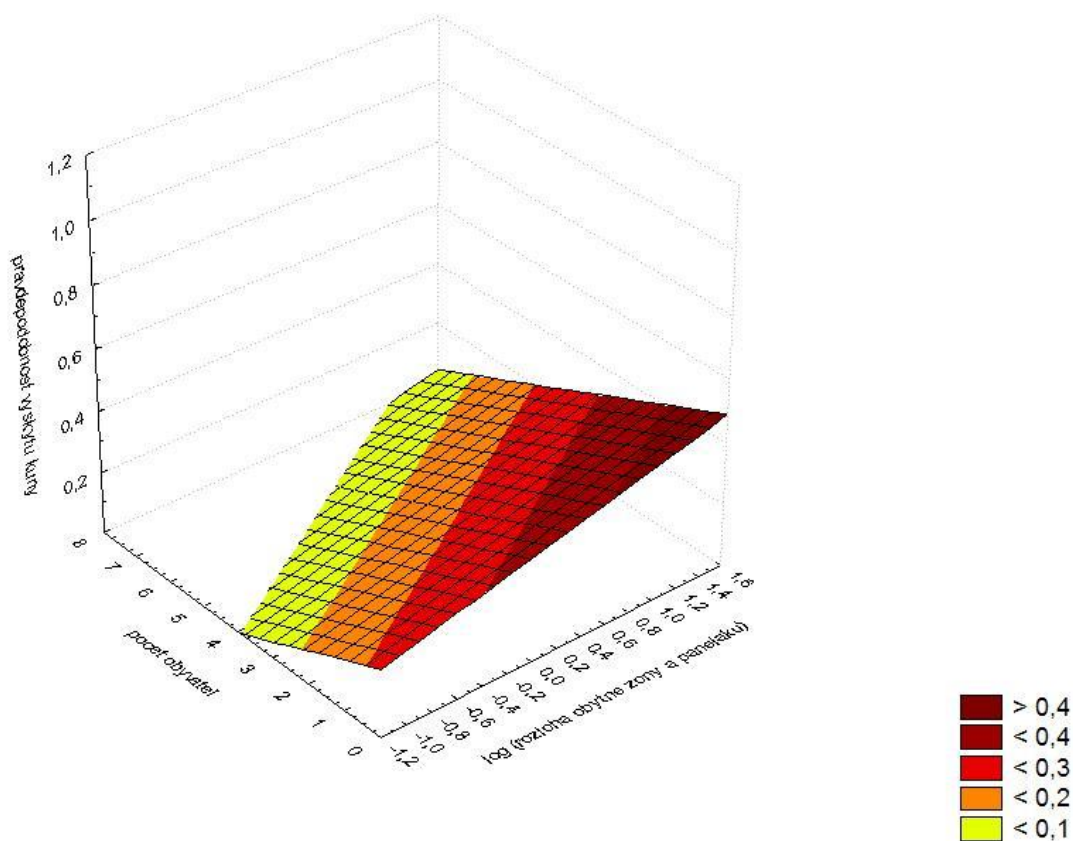
Vysvětlivky: AIC - Akaike index (*Akaike information criterion*), est – koeficient regresního odhadu, s. e. – směrodatná odchylka, z – testovací kritérium, P – průkaznost, hust – hustota obyvatel, obyt – obytná zástavba; prum – průmyslová zástavba; trav – zatravněné plochy; veg > 5m – porosty vegetace vyšší než 5 m; zem – zemědělské plochy, vod – vodní plochy.



Obr. 6 – Pozitivní korelace pravděpodobnosti výskytu kočky domácí (*Felis catus*) s rozlohou obytné a průmyslové zóny v letní sezoně 2010.



Obr. 7 – Pozitivní korelace rozlohy travních porostů a pravděpodobnosti výskytu lasice kolčavy (*Mustela nivalis*) v letní sezoně 2010.



Obr. 8 – Korelace výskytu kun (*Martes sp.*) s rozlohou obytné a panelové zástavby (pozitivně) a hustotou obyvatelstva (negativně) v letní sezoně 2010.

Z analýzy záznamů zimní sezony (Tab. 3, Tab. 4) vyplývá, že liška obecná preferuje zemědělské plochy a plochy s hustou křovinatou vegetací (Obr. 9). Také pro kuny je vyšší vegetace důležitým aspektem habitatu (Obr. 10). Distribuce lasice kolčavy je průkazně v pozitivním směru ovlivněna zastoupením následujících habitatových charakteristik: vegetace vyšší než 5 m, průmyslová zóna a zemědělské plochy. Distribuce lasice hranostaje nebyla dostatečně vysvětlena žádnou ze studovaných charakteristik habitatu, což může být důsledkem nedostatečné velikosti vzorku sebraných dat o tomto druhu.

Zima 2010		fokální kvadrát (25 ha)					
Druh		AIC	Var	Est	s.e.	z	P
Komunita kočky	bez	85.370	intercept	1.414	0.657	2.153	0.031
			veg > 5m	7.539	4.637	1.626	0.104
<i>Felis catus</i>		177.230	intercept	-0.313	0.468	-0.669	0.503
			obyt	0.620	0.290	2.135	0.033
			trav	5.458	2.329	2.343	0.019
			vod	-4.602	2.889	-1.593	0.111
<i>Vulpes vulpes</i>		97.555	intercept	-6.304	1.303	-4.837	<0.001
			zem	13.121	2.501	5.247	<0.001
			veg > 5m	11.994	3.703	3.239	0.001
			prum	-4.325	2.905	-1.489	0.137
<i>Mustela erminea</i>		131.850	intercept	-1.740	0.226	-7.695	<0.001
<i>Martes sp.</i>		204.000	intercept	-0.893	0.430	-2.079	0.038
			veg > 5m	6.297	2.467	2.553	0.011
			prum	2.063	1.175	1.756	0.079
<i>Mustela nivalis</i>		191.170	intercept	-3.467	0.913	-3.797	<0.001
			veg > 5m	7.912	2.812	2.814	0.005
			prum	4.356	1.566	2.782	0.005
			zem	3.618	1.522	2.377	0.017
			obyt	0.542	0.374	1.450	0.147
<i>Canis l. familiaris</i>		2.000	intercept	-26.570	28697.290	-0.001	1.000

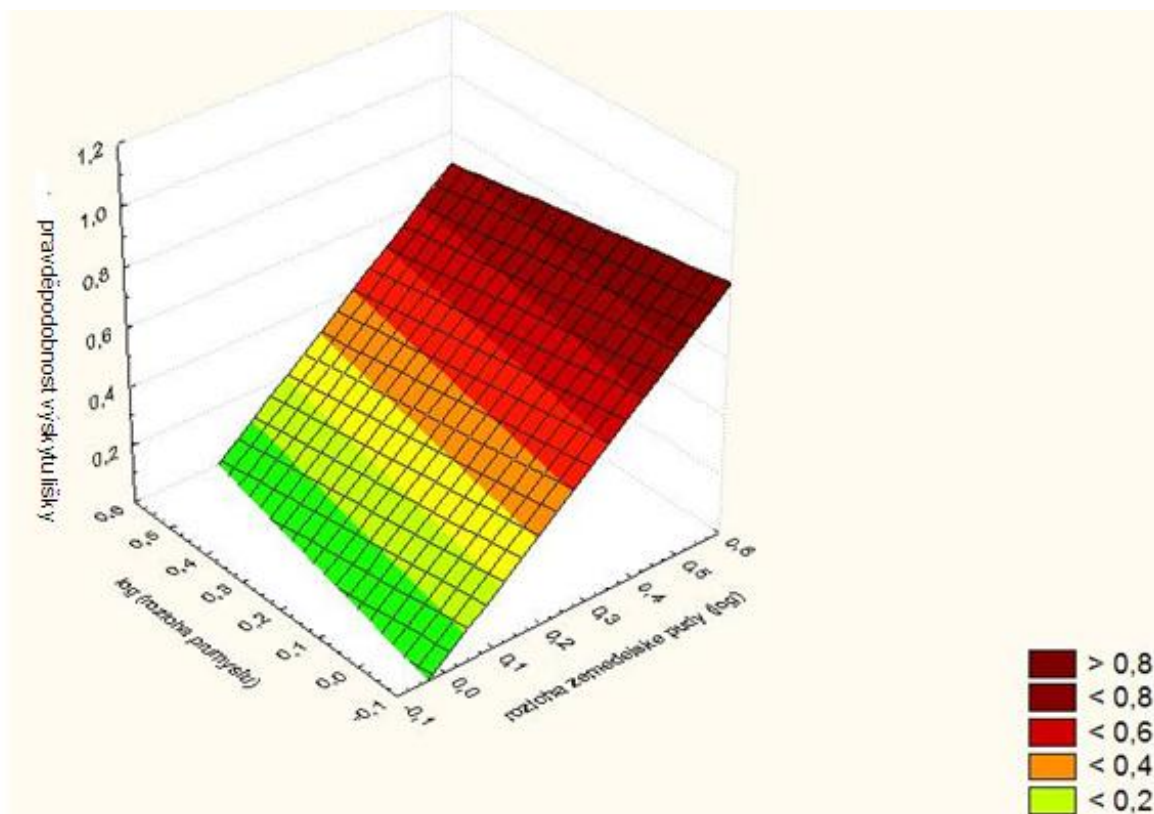
Tab. 3 – Vliv habitatových charakteristik na výskyt jednotlivých druhů šelem (GLM, forward selection) i celého společenstva (PCA) v městském prostředí v zimním období na úrovni fokálního kvadrátu. Průkazné hodnoty jsou vyznačeny tučně.

Vysvětlivky: AIC - Akaike index (*Akaike information criterion*), est – koeficient regresního odhadu, s.e. – směrodatná odchylka, z – testovací kritérium, P – průkaznost, hust – hustota obyvatel, obyt – obytná zástavba; prum – průmyslová zástavba; trav – zatravněné plochy; veg > 5m – porosty vegetace vyšší než 5 m; zem – zemědělské plochy, vod – vodní plochy.

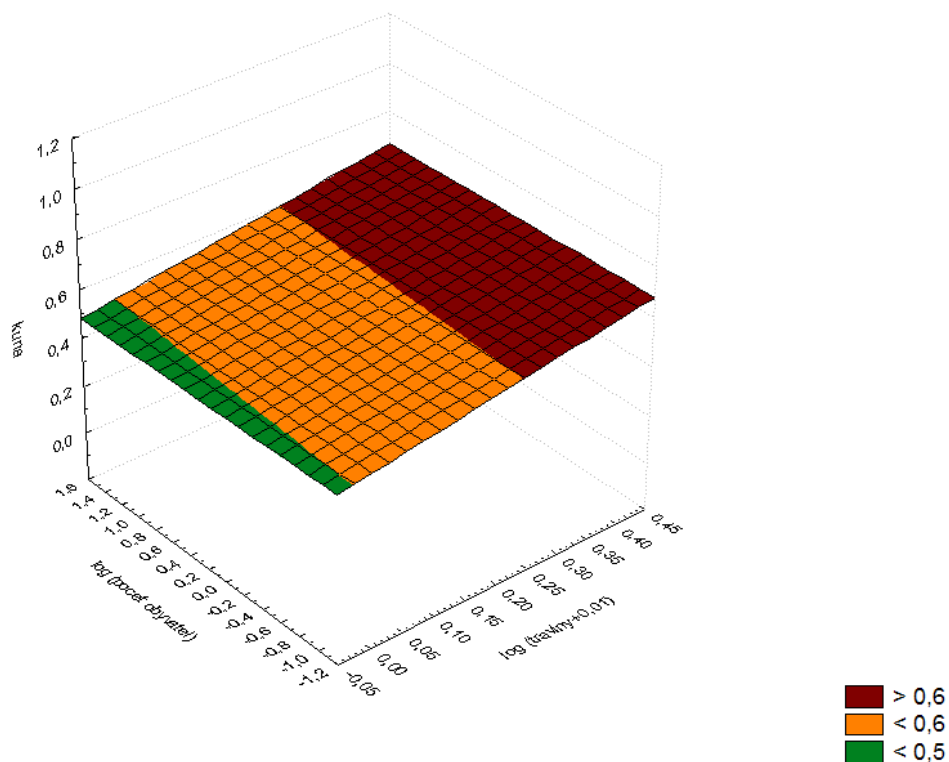
Zima 2010		superkvadrát (225 ha)					
Druh		AIC	Variable	Estimate	s.e.	z	P
Komunita kočky	bez	83.252	intercept	0.504	1.021	0.494	0.622
			veg > 5m	0.084	0.046	1.813	0.070
<i>Felis catus</i>		171.600	intercept	1.467	0.374	3.926	<0.001
			zem	-0.013	0.004	-3.244	0.001
			obyt	0.532	0.296	1.800	0.072
<i>Vulpes vulpes</i>		109.120	intercept	-4.848	0.975	-4.973	<0.001
			zem	0.031	0.006	4.903	<0.001
			veg > 5m	0.047	0.017	2.733	0.006
			obyt	-0.727	0.374	-1.942	0.052
<i>Mustela erminea</i>		131.850	intercept	-1.740	0.226	-7.695	<0.001
<i>Martes</i> sp.		204.720	intercept	1.253	0.943	1.329	0.184
			zem	-0.011	0.005	-2.428	0.015
			veg > 5m	0.019	0.014	1.339	0.180
			hust	-0.253	0.180	-1.406	0.160
<i>Mustela nivalis</i>		187.460	intercept	-5.296	1.664	-3.182	0.001
			veg > 5m	0.046	0.014	3.351	<0.001
			prum	0.029	0.010	2.994	0.003
			zem	0.019	0.008	2.411	0.016
			trav	0.024	0.017	1.443	0.149
<i>Canis l. familiaris</i>		2.000	intercept	-26.570	28697.290	-0.001	1.000

Tab. 4 – Vliv habitatových charakteristik na výskyt jednotlivých druhů šelem (GLM, forward selection) i celého společenstva (PCA) v městském prostředí v zimním období na úrovni superkvadrátu. Průkazné hodnoty jsou vyznačeny tučně.

Vysvětlivky: AIC - Akaike index (*Akaike information criterion*), est – koeficient regresního odhadu, s.e. – směrodatná odchylka, z – testovací kritérium, P – průkaznost, hust – hustota obyvatel, obyt – obytná zástavba; prum – průmyslová zástavba; trav – zatravněné plochy; veg > 5m – porosty vegetace vyšší než 5 m; zem – zemědělské plochy, vod – vodní plochy.



Obr. 9 – Korelace pravděpodobnosti výskytu lišky obecné (*Vulpes vulpes*) s rozlohou zemědělských a průmyslových ploch v zimní sezoně 2010.



Obr. 10 – Korelace pravděpodobnosti výskytu kun (*Martes sp.*) s počtem obyvatel (negativně) a rozlohou travnatých ploch (pozitivně) v zimní sezoně 2010.

Diskuze

Šelmy urbánního habitatu mohou využívat výhod nového prostředí v podobě kontinuální nabídky potravy, nových struktur pro úkryt a ochranu před predátorem či výhodnějších mikroklimatických podmínek (Luniak 2004). Prostedí města ale zahrnuje i nová rizika, jako jsou střety s motorovými vozidly (Gehrt 2010), šíření nových nemocí (Estes & Mannan 2003) či hrozba kompetice a predace domestikovanými predátory. Schopnost druhů vyrovnat se s aspekty urbanizace má přímý vliv na distribuci šelem v městském habitatu, přičemž klíčové faktory umožňující využití prostředí se pro jednotlivé druhy savčích predátorů liší (Lopus 2005, Randa & Yunger 2006, Ordeñana et al. 2010). Na preferenci habitatu savčími predátory má vliv nejen potravní nabídka (Jepsen et al. 2002, Sidorovich et al. 2007, Rodewald & Shustack 2008), ale i habitatové charakteristiky, jako je vegetační pokryv či míra urbanizace habitatu (Weber & Meia 1996, Lopus 2005, Randa & Yunger 2006).

V naší studii byla prokázána negativní korelace hustoty lidského osídlení a výskytu šelem s výjimkou těch domestikovaných. Snaha původních druhů vyhnout se člověku nemusí být jedinou příčinou tohoto zjištění. Způsob rozvoje měst v oblastech s nejvyšší hustotou obyvatel obvykle směřuje k modernizaci budov a redukcii travnatých ploch, což vytlačuje z měst živočichy sice schopné synurbanizace, ale závislé na specifickém habitatu či dostupnosti vhodných úkrytů (Tóth et al. 2009). Křovinná vegetace jako stěžejní habitat drobných savců (Todd et al. 2000, Miklós & Žiak 2002) poskytuje šelmám dostatek potravních zdrojů a současně slouží jako úkryt a výhodná ochrana před predátory (Virgós & Casanovas 1997, Mangas et al. 2008). Tomu odpovídají výsledky naší studie potvrzující preferenci křovinného habitatu lasicí kolčavou, liškou obecnou i kunou skalní.

Z původních savčích predátorů v naší studii vykazuje kuna (*Martes sp.*) v městském prostředí nejvyšší výskyt. Ačkoliv nejsme schopni rozlišit pobytové znaky do druhu, předpokládáme, že většina záznamů patří kuně skalní (*Martes foina*), která je jako potravní i habitatový generalista (Lanszki 2003), a proto je i více flexibilní pro adaptaci na městské prostředí (Herr et al. 2009, Tóth et al. 2009). Z našich výsledků vyplývá, že ačkoliv se kuna hojně vyskytuje v městském prostředí, její přítomnost negativně koreluje s hustotou lidského osídlení. Tento fakt odpovídá dříve publikovaným výsledkům, že opuštěné domy a skladovací prostory jsou kunou nejvíce

preferovaná prostředí ve městě (Muskens & Broekhuizen 2005). Kuna skalní je značně tolerantní vůči fragmentaci městského habitatu, ale dostatek úkrytů v urbánním prostředí je pro ni klíčovým prediktorem úspěšné synurbanizace (Tóth et al. 2009). Tento aspekt může být spolu s již zmíněnou potravní nabídkou vysvětlením pro námi prokázanou pozitivní korelací výskytu kuny a dostatku vyšší vegetace v habitatu. Zaznamenaná negativní korelace otevřených zemědělských ploch a přítomnosti kuny byla také prezentována již dříve, a to jak v telemetrických studiích (Rondinni & Boitani 2002, Herrmann 2004), tak při zimním stopování (Herrmann 2004, Šálek et al. 2005).

Lasice kolčava (*Mustela nivalis*) a lasice hranostaj (*Mustela erminea*) nedokážou využít urbánní niku tak efektivně jako kuna, což dokazuje jejich nižší výskyt v městském prostředí. Příčinou může být jejich silná potravní specializace na drobné savce, kteří tvoří až 77–85% (Martinoli et al. 2001, Elmeros 2006, Lanszki & Heltai, 2007, Murphy & Dowding 1994). Vysoká početnost domestikovaných šelem v městském prostředí vystavuje původní specializované predátory kompetici o kořist (Alcock & Warsop 1982), což těmto malým šelmám ztěžuje přežití v urbánním habitatu (Dickman & Doncaster 1987). Námi prokázaná preference travnatého habitatu v létě a zemědělské krajiny v zimě souhlasí u kolčavy s publikovaným výzkumem, že tento druh upřednostňuje otevřenou krajinu před lesními porosty (Zub et al. 2008). Prokázaná korelace výskytu kolčavy a dostatku vyšší vegetace v habitatu odpovídá prostorovým nárokům kolčavy na úkryt v podobě husté vegetace (Zub et al. 2008), či okrajových křoviných habitatů, jako jsou živé ploty (MacDonald et al. 2004, Šálek et al. 2009), kde se také nachází vyšší potravní nabídka ve srovnání s okolními otevřenými plochami (Šálek et al. 2009). Takové biotopové preference byly dříve zjištěny také u lasice hranostaje (King 1983, Šálek et al. 2009). Příčinou je patrně vyšší predační tlak na tyto malé šelmy, jak ze strany ptačích, tak savčích predátorů (Korpimäki & Norrdahl 1989). Prokázaný pozitivní vztah výskytu kolčavy a podílu průmyslových ploch v habitatu ukazuje na využívání městského prostředí s nižším vlivem člověka a dostatkem vhodných úkrytů a potravní nabídky. Průmyslové plochy zahrnují ostrůvky ruderální vegetace, která je ve fragmentovaném prostředí jedním z klíčových biotopů pro drobné savce (Dickman & Doncaster 1987). Pozitivní korelace výskytu kolčavy a plochy průmyslových oblastí může být podmíněna i preferencí vhodnějších mikroklimatických podmínek v zimním období (Zub et al. 2008). Distribuci hranostaje na ploše studovaného území se nepodařilo na základě studovaných habitatových charakteristik vysvětlit, což může být způsobeno z důvodu malého počtu záznamů.

Liška obecná obvykle v letních měsících více využívá otevřené habitaty, a naopak v zimě upřednostňuje prostředí lesa z důvodu menší kumulace sněhu, který brání prostupnosti terénu (Cavallini & Lovari 1991, Cagnacci et al. 2004). S tímto jevem souhlasí výsledky naší studie, kde byl pro zimní období prokázán pozitivní vztah přítomnosti lišky a porostů vyšší vegetace, zatímco pro letní nikoliv. Současně byla ale pro zimní období prokázána pozitivní korelace podílu zemědělsky využívaného území a výskytu lišky. Tento aspekt může být podmíněn omezenou dostupností potravních zdrojů v zimních měsících. Výrazný podíl potravy lišek v tomto období tvoří drobní savci vyskytující se převážně v otevřené zemědělské krajině (Halpin & Bissonette 1988, Goldyn et al. 2003, White 2006), kde jsou obzvláště za mělké sněhové pokrývky snadno dostupnou potravou (Halpin & Bissonette 1988). Právě zemědělské plochy tvoří v našem případě část studijní plochy nejvíce vzdálenou městu. Na území naší studie tedy liška neprostupuje do urbánního prostředí, jak je uváděno jinde (White et al. 1996, Gloor 2002), nýbrž zůstává rurálním a lesním druhem.

Distribuce domestikovaných predátorů odpovídá rozložení lidského osídlení ve městě. Přítomnost psa domácího (*Canis l. familiaris*) koreluje s hustotou obyvatel, což má příčinu v jeho bezprostřední vázanosti na člověka. Protože centrální část domovského okrsku kočky domácí (*Felis catus*) je obvykle tvořena lidským sídlem (Baker et al. 2010), projevuje se vázanost kočky na člověka jako pozitivní korelace jejího výskytu a zástavby habitatu, a to jak obytné, tak průmyslové. Negativní vztah výskytu kočky a zemědělského habitatu ve výsledcích ze zimní sezony může být způsoben klimatickými podmínkami, kdy se v zimě kočka drží více v blízkosti teplejšího mikroklimatu zastavěného území.

Zvolené spektrum zkoumaných habitatových charakteristik přímo nezahrnuje potravní nabídku, která může být pro šelmy také klíčovým prediktorem preference biotopu (Jepsen et al. 2002, Sidorovich et al. 2007, Rodewald & Shustack 2008). Pro zohlednění tohoto aspektu by bylo nutno provést další výzkum.

Metody použité pro detekci přítomnosti šelem se liší svou efektivitou. Vzhledem k poměru jediné pachové stanice na kvadrát o velikosti 25 ha odhalí tato metoda pouze přítomnost jedinců, kteří byli k pachové stanici nalákáni z jejího nejbližšího okolí, nikoliv přítomnost jedinců ve vzdálené části kvadrátu, např. oddělené bariérou. Nevýhodou pískového povrchu pachové stanice může být jeho nadměrné vysychání a tvorba pevné povrchové krusty, díky čemuž nejsou stopy zřetelně vykresleny. Tento problém jsme se snažili redukovat každodenní úpravou stanice. Vzhledem k velikosti

pachové stanice nelze pozorovat delší stopovou linii pohybu zaznamenané šelmy. Zimní stopování ve sněhu naopak kromě rozeznávání charakteru jednotlivých stop umožňuje také delší sledování stopové linie, v rámci něhož lze často zaznamenat různé typy pohybu zvířete, což usnadňuje determinaci. Současně umožňuje zimní stopování detekci přítomnosti šelem po celé ploše kvadrátu, což podmiňuje vyšší efektivnost této metody z hlediska počtu záznamů.

Závěr

Zmapování distribuce savčích predátorů v městské oblasti Českých Budějovic odhalilo preference šelem v urbánním habitatu. Schopnost využití nových příležitostí urbánního prostředí a vyrovnání se s jeho riziky predikuje úspěšnou synurbizaci a jeví se druhově specificky. Přesto se některé aspekty ukázaly být společné pro celou komunitu původních savčích predátorů. Hustota obyvatelstva se ukázala být klíčovým faktorem negativně ovlivňujícím vhodnost habitatu k osídlení původními šelmami. Současně je důležitým prediktorem preference habitatu dostatek úkrytů, a to převážně v podobě křovinné vegetace, ale i vhodných antropogenních struktur, především průmyslové zástavby. Typ struktury městské zástavby tak spolu s přítomností křovinaté vegetace přímo ovlivňuje obyvatelnost habitatu. To platí především pro druhy lasice kolčava, lasice hranostaj a kuny. Liška obecná se jevila jako druh neadaptovaný na urbánní prostředí a její výskyt byl omezen na oblasti periferií a za hranicí města. Rozšíření domestikovaných predátorů bylo naopak přímo podmíněno distribucí lidského osídlení. Pro přímé zohlednění potravní nabídky jako prediktoru distribuce šelem v městském prostředí je nutno dalších studií.

Literatura

Alcock I. and Warsop P. 1982. Diet, distribution and habitat preferences of stoats and weasels in Sheffield. *Sorby Record* 20: 5-10.

Anděra M. and Horáček I. 2005. *Poznáváme naše savce*. Sobotáles, Praha.

Andrzejewski R., Babińska-Werka J., Gliwicz J. and Goszczyński J. 1978. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient. *Acta theriologica* 23: 341-358.

Baker P. J., Funk S. M., White P. C. L. and Harris S. 2000. Flexible spatial organization of urban foxes, *Vulpes vulpes*, before and during an outbreak of sarcoptic mange. *Animal Behaviour* 59: 127–146.

Baker P. J., Soulsbury C. D. and Harris S. 2010. Domestic cat (*Felis catus*) and domestic dog (*Canis familiaris*) In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation* (Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

Bouchner M. 2003. *Stopy zvěře: kapesní průvodce*. Ottovo nakladatelství, Praha.

Cagnacci F., Meriggi A. and Lovari S. 2004. Habitat selection by the red fox *Vulpes vulpes* (L. 1758) in an Alpine area. *Ethology Ecology & Evolution* 16: 103–116.

Cavallini P. and Lovari S. 1991. Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Journal of Zoology, London* 223: 323-339.

Crooks K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.

Crooks K. R. and Soulé M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.

Červený J., Kámer J., Kholová H., Koubek P. and Martínková N. 2003. *Encyklopedie myslivosti*. Ottovo nakladatelství, Praha.

Český statistický úřad 2011. Podnebí, Jihočeský kraj. [online, cit. 25. 04. 2011]. Dostupné z WWW: <<http://www.czso.cz/x/krajedata.nsf/oblast2/podnebi-xc>>.

Davison J., Huck M., Delahay R. J. and Roper T. J. 2009. Restricted ranging behaviour in a high-density population of urban badgers. *Journal of Zoology* 277: 45-53.

- Dickman C. R. and Doncaster C. P. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56: 629–640.
- Dickman C. R. and Doncaster C. P. 1989. The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology* 58: 119–127.
- Elmeros M. 2006. Food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* in Denmark. *Acta Theriologica* 51: 179-186.
- Estes W. A. and Mannan R. W. 2003. Feeding behavior of Cooper's hawks at urban and rural nests in southeastern Arizona. *Condor* 105: 107–116.
- Gehring T. M. and Swihart R. K. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.
- Gehrt S. D. 2010. The Urban Ecosystem. In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation* (Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Gloor S. 2002. The rise of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and ecological and parasitological aspects of a fox population in the recently colonized city of Zürich. PhD thesis. University of Zurich.
- Goldyn G., Hromada M., Surmacki A. and Tryjanowski P. 2003. Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *European Journal of Wildlife Research* 49: 191-200.
- Halpin M. A. and Bissonette J. A. 1988. Influence of snow depth on prey availability and habitat use by red fox. *Canadian Journal of Zoology* 66: 587-592.
- Herr J., Schley L. and Roper T. J. 2009. Socio-spatial organization of urban stone martens. *Journal of Zoology* 277: 54–62.
- Herrmann M. 2004. Steinmarder in unterschiedlichen Lebensräumen-Ressourcen, räumliche und soziale Organisation-Ökologie der Säugetiere 2. Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- Iossa G., Soulsbury C. D., Baker P. J. and Harris S. 2010. A taxonomic analysis of urban carnivore ecology. In: *Urban Carnivores - Ecology, Conflict, and Conservation*

(Eds. Gehrt S. D., Riley S. P. D. and Cypher B. L.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

Jepsen J. U., Eide N. E., Prestrud P. and Jacobsen L. B. 2002. The importance of prey distribution in habitat use by arctic foxes (*Alopex lagopus*). *Canadian Journal of Zoology* 80: 418-429.

Kasanko M., Barredo J. I., Lavalle C., McCormick N., Demicheli L., Sagris V. and Brezger A. 2006. Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning* 77: 111-130.

King C. M. 1983. The relationships between beech (*Nothofagus sp.*) seedfall and populations of mice (*Mus musculus*) and the demographic and dietary responses of stoats (*Mustela erminea*), in three New Zealand forests. *Journal of Animal Ecology* 52: 141-166.

Korpimäki E. and Norrdahl K. 1989. Avian predation on mustelids in Europe: occurrence and effects on body size variation and life traits. *Oikos* 55: 273-276.

Lanszki J. 2003. Feeding habits of stone martens in a Hungarian village and its surroundings. *Folia Zoologica* 52: 367-377.

Lanszki J. and Heltai M. 2007. Diet of the European polecat and the steppe polecat in Hungary. *Mammalian Biology* 72: 49-53.

Lenth B. E., Knight R. L. and Brennan M. E. 2008. The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal* 28: 218-227.

Lewis J. C., Sallee K. L. and Golightly R. T. 1993. Introduced red fox in California. *Nongame. Bird and Mammal Report* 93-10.

Linhart S. B. and Knowlton F. F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3: 119-124.

Lopus S. 2005. Habitat occupancy by carnivorous species in relation to urbanization. *Carnivore Habitat*.

Luniak M. 2004. Synurbization – adaptation of animal wildlife to urban development. *Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation*: 50-55.

- MacDonald D. W., Tew T. E. and Todd I. A. 2004. The ecology of weasels (*Mustela nivalis*) on mixed farmland in southern England. *Biologia* 59: 235-241.
- Mangas J. G., Lozano J., Cabezas-Díaz S. and Virgós E. 2008. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 17: 43–51.
- Martinoli A., Preatoni D. G., Chiarenzi B., Wauters L. A. and Tosi G. 2001. Diet of stoats (*Mustela erminea*) in an Alpine habitat: the importance of fruit consumption in summer. *Acta Oecologica* 22: 45–53.
- Matthiae P. E. and Stearns F. 1981. Mammals in forest islands in southeastern Wisconsin. In: *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. (Eds. Burgess R. L. and Sharpe D. M.). New York, Springer-Verlag.
- Miklós P. and Žiak D. 2002. Microhabitat selection by three small mammals species in oak–elm forest. *Folia zoologica* 51: 275–288.
- Murphy E. C. and Dowding J. E. 1994. Range and diet of stoats (*Mustela erminea*) in a New Zealand beech forest. *New Zealand Journal of Ecology* 18: 11-18.
- Muskens G. J. D. M. and Broekhuizen S. 2005. De steenmarter (*Martes foina*) in Borgharen: aantal, overlast en schade. *Alterra-rapport 1259*, Alterra, Wageningen.
- Niemela J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3: 57–65.
- Novák M. 1998. Blue dravite as an indicator of fluid composition during subsolidus replacement processes in Li-poor granitic pegmatites in the Moldanubicum, Czech Republic. *Journal of Czech Geological Society* 43: 24-30.
- Ordeñana M. A., Crooks K. R., Boydston E. E., Fisher R. N., Lyren L. M., Siudyla S., Haas C., Harris S., Hathaway S. A., Turschak G. M., Miles A. K. and Van Vuren D. H. 2010. The effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy* 91: 1322-1331.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon S. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C. and Costanza R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127–157.

- Pita R., Mira A., Moreira F., Morgado R. and Beja P. 2009. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 57-65.
- Prange S., Gehrt S. D. and Wiggers E. P. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* 85: 483-490.
- Prange S., Gehrt S. D. and Wiggers W. P. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *Journal of Wildlife Management* 67: 324–333.
- Randa L. A. and Yunger J. A. 2006. Carnivore occurrence along an urban–rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87: 1154–1164.
- Riley S. P. D., Busted G. T., Kats L. B., Vandergon T. L., Lee L. F. S., Dagit R. G., Kerby J. L., Fisher R. N. and Sauvajot R. M. 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats coyotes in Southern California. *Conservation Biology* 17: 566-576.
- Rodewald A. D. nad Shustack D. P. 2008. Consumer resource matching in urbanizing landscapes: Are synanthropic species over-matching? *Ecology* 89: 515-521.
- Rondinni C. and Boitani L. 2002. Habitat use by beech martens in a fragmented landscape. *Ecography* 25: 257–264.
- Roskaft E., Handel B., Bjerke T. and Kaltenborn B. P. 2007. Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology* 13: 172-185.
- Sidorovich V. E., Tikhomirova L. L. and Solovej I. A. 2007. Distribution of rodents and their predators in transitional mixed woodland in relation to exposure of terrestrial vegetation in northern Belarus. *Acta Zoologica Lituanica* 17: 323-332.
- Sorace A. and Gustin M. 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning* 90: 111–118.
- Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F. and Albrecht T. 2010. Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 98: 86-91.

- Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F. and Albrecht T. 2009. Corridor versus hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 8-13.
- Šálek M., Síčová P. and Sedláček F. 2005. Kuna skalní (*Martes foina*) v městském prostředí: početnost a rozšíření. *Lynx*, Praha 36: 111-116.
- ter Braak C. J. F. and Šmilauer P. 2002. Canoco reference and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power Ithaca, NY, USA.
- Tigas L. A., Van Vuren D. H. and Sauvajot R. M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299-306.
- Todd I. A., Tew T. E. and Macdonald D. W. 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 1. Macrohabitat. *Journal of Zoology* 250: 299–303.
- Tóth M., Bárány A. and Kis R. 2009. An evaluation of stone marten (*Martes foina*) records in the city of Budapest, Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 55: 199-209.
- Travaini A., Laffitte R. and Delibes M. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. *Wildlife Society Bulletin* 24: 500–504.
- Vavruška F. 1998. Encyklopedie Českých Budějovic. Město České Budějovice, České Budějovice.
- Virgós E. and Casanovas J. G. 1997. Habitat selection of genet *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. *Acta Theriologica* 42: 169–177.
- Virgós E., Tellería J. L. and Santos T. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1063-1079.
- Weber J. M. and Meia J. S. 1996. Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. *Ethology Ecology and Evolution* 8: 223–232.
- White J. 2006. An assessment of habitat manipulation as a fox control strategy. School of Ecology and Environment, Deakin University.

White P. C. L., Saunders G. and Harris S. 1996. Spatio-temporal patterns of home range use by foxes (*Vulpes vulpes*) in urban environments. *Journal of Animal Ecology* 65: 121–125.

World Urbanization Prospects: The 2009 Revision, Population Division, Department of Economic and Social Affairs, UN.

Zielinski W. J. and Stauffer H. B. 1996. Monitoring *Martes* populations in California: survey design and power analysis. *Ecological Applications* 6: 1254-1267.

Zub K., Sönnichsen L. and Szafrńska P. A. 2008. Habitat requirements of weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in complex ecosystems of temperate zone. *Oecologia* 157: 571-582.