Lynx, n. s. (Praha), **46**: 43–64 (2015). ISSN 0024-7774 (print), 1804-6460 (online)

Výskyt středně velkých a velkých lesních savců v jižních a jihozápadních Čechách (Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha)

Occurrence of medium-sized and large mammals in forests of southern and south-western Bohemia, Czech Republic (Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha)

Tereza MINÁRIKOVÁ[1], Kateřina POLEDNÍKOVÁ[1], Luděk BUFKA[1,2], Elisa BELOTTI[1,2,3], Dušan ROMPORTL[1,4], Sabrina DIETZ[1], Marco PAVANELLO[1,5], Sergi MUNNE[1] & Lukáš POLEDNÍK[1]

[1] ALKA Wildlife, Lidéřovice 62, 380 01 Dačice; tereza.minarikova@alkawildlife.eu
[2] Správa Národního parku Šumava, 1. máje 260, 385 01 Vimperk
[3] Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6
[4] Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Albertov 6, 128 43 Praha 2
[5] Therion Research Group, loc. Tridis 1, Tramonti di Sotto, Italy

došlo 23. listopadu 2015

Abstract. The study presents results of a camera trapping survey conducted in selected forested areas in southern and south-western Bohemia. The survey was carried out in the years 2013–2015 within 35 squares of 10×10 km mapping grid. It resulted in a dataset of 15,816 records (34,427 photographs) of medium-sized and large forest mammals. Besides rare and elusive species such as the lynx, wolf, wildcat and elk, another fifteen species of medium-sized and large forest mammals were documented in the area and their distribution maps prepared.

Key words. Camera trapping, distribution range, Bohemia, Czech Republic, forest, ungulates, carnivores.

ÚVOD

Mapování rozšíření volně žijících druhů je základním kamenem jejich monitoringu, hodnocení stavu populací a následného managementu. Většina savců však projevuje převážně noční aktivitu (Vaughan 1986), která je důvodem, spolu s plachým chováním, vysokou mobilitou a často nízkými hustotami populací, proč jejich výskyt často uniká pozornosti a jejich systematické mapování je velice náročné (např. MacKay et al. 2008).

Proto je dosavadní mapování výskytu a pravidelný monitoring populací středně velkých a velkých savců v celé republice, a tedy i v jižních a jihozápadních Čechách, většinou založeno na sběru náhodných pozorování, na dotazníkových akcích a na mysliveckých statistikách (Anděra & Hanzal 1995, Anděra & Červený 2009a, b, Anděra 2015, atd.). Pouze lokálně jsou tato data doplněna z různých inventarizačních průzkumů, které bývají založeny na pobytových znacích a také přímých pozorováních (např. Lemberk 2012).

Technický vývoj monitorovacích zařízení v minulých dvaceti letech nicméně přinesl zcela nové metody, umožňující efektivní mapování výskytu skrytě žijících savců. V současnosti se stále více užívanou metodou stává fotomonitoring (O'Connell et al. 2011). Výhodami fotopří-

strojů s automatickou spouští, tzv. fotopastí je: (a) objektivita, (b) nízká chybovost druhového určení, včetně možné revize, (c) prokazatelnost získaných dat, (d) vícedruhový monitoring, (e) neinvazivnost, (f) možnost získání doplňkové informace (např. u některých druhů identifikace jedinců, určení pohlaví či věku), (g) relativně efektivní metoda využitelná i na velkém území (sice vysoká počáteční investice do přístrojů a jejich instalace, následně je ale množství práce nižší než u jiných metod) a konečně, (h) vhodný/atraktivní nástroj pro zapojení veřejnosti do výzkumu a zvýšení povědomí veřejnosti o dané problematice (Kays & Slauson 2008, Kays et al. 2011, Ancrenaz et al. 2012, Weingarth et al. 2015).

V zahraničí je již publikována celá řada studií využívajících fotopasti (např. Silver et al. 2004, Karanth & Nichols 2011, Rovero & Marshall 2009), v ČR se v současnosti objevují na toto téma první práce (např. Pospíšková et al. 2013).

Prezentovaná studie přináší výsledky dvouletého fotomonitoringu 35 vybraných kvadrátů v jižních a jihozápadních Čechách. Primárně byl výběr území a konkrétních lokalit zaměřen na sledování populace rysa ostrovida, ale vzhledem k tomu, že fotopasti zaznamenávaly ve sledovaných lokalitách výskyt všech středně velkých a velkých lesních savců, je výsledkem tohoto sledování ucelený soubor záznamů o výskytu všech těchto druhů. Předmětem tohoto příspěvku je zhodnocení těchto dat z pohledu výskytu jednotlivých druhů a také z pohledu použitelnosti této metody pro monitoring savců obecně.

METODIKA

Sledované území

Monitoring probíhal na území Jihočeského a Plzeňského kraje mimo NP Šumava. Národní park Šumava byl ze sledování vyloučen, protože na tomto území probíhá samostatný fotomonitoring a výzkum rysa ostrovida. Využita byla evropská mapovací síť ETRS LAEA 5210, s kvadráty o rozloze 10×10 km. Monitorované kvadráty (obr. 1) byly vybrány na základě habitatového modelu pro rysa ostrovida (Anděl et al. 2010, Romportl et al. 2013). Jako nejvhodnější území pro výskyt tohoto druhu model ukazuje primárně oblasti s velkými lesními celky, ale také území s pestrou mozaikou lesů a extenzivních bloků zemědělské půdy, především pastvin. Dalším významným faktorem, který pozitivně ovlivňuje přítomnost druhu, je vertikální heterogenita reliéfu, která silně koreluje s výskytem skalních výchozů, suťových polí a dalších prvků mikroreliéfu. Na základě tohoto modelu bylo zvoleno 35 kvadrátů, ve kterých se nachází nejvíce vhodného prostředí pro rysa ostrovida nebo které spojují tyto oblasti a tvoří tak přirozené lesní koridory (obr. 1).

V každém kvadrátu byla instalována jedna až tři fotopasti. Konkrétní lokality byly vybírány na základě objektivních parametrů prostředí i praktických příčin (rušení jako např. těžba, bezpečnost z hlediska krádeží, přístupnost lokality). Vždy byly preferovány větší lesní celky, fotopasti byly umisťovány uvnitř těchto celků: vzdálenost od okraje lesa byla minimálně 38 m, maximálně 5050 m, průměr 922 m a medián 720 m. Fotopasti byly umisťovány nejčastěji na lesní cesty, pěšiny vyšlapané lesní zvěří, také ve skalách a v roklinách. Fotopasti byly instalovány do výšky zhruba 30–50 cm.

Použity byly fotopasti značky Cuddeback Attack WF. Tento typ fotopasti pořizuje barevné fotografie (v noci s použitím bílého blesku) a za denního světla také videa (následně po fotografii). Reakční čas (trigger time) je 0,25 sekundy, umožňuje tedy zachytit i druhy, které se pohybují velmi rychle. Fotopasti byly aktivní po 24 hodin denně po dobu 24 měsíců, v období od 1. 5. 2013 do 30. 4. 2015.

Všechny pořízené fotografie (a videozáznamy) byly prohlédnuty a zaznamenaní středně velcí a velcí savci byli určeni do druhu. Protože u řady druhů není možné na fotografiích odlišit jedince téhož druhu, byl pro detailnější analýzu spočítán počet "nezávislých" záznamů: všechny záznamy jedinců téhož druhu z jedné fotopasti z jednoho dne (24 hodin) byly sloučeny jako jeden záznam. Nezávislé záznamy tedy odpovídají počtu dní s výskytem daného druhu na lokalitě.

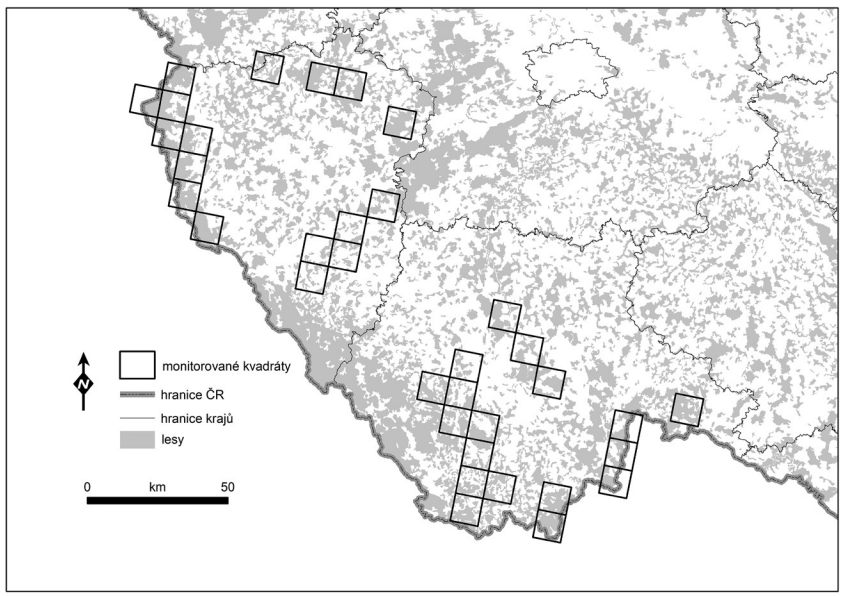
U druhů, kde bylo dostatečné množství záznamů, byla provedena také analýza vztahu výskytu k nadmořské výšce dané lokality. Pro druhy, u kterých byl počet negativních a pozitivních lokalit vyrovnaný, byl proveden t-test porovnávající nadmořskou výšku lokalit se záznamem a bez záznamu. Pro druhy, u kterých převažoval výrazně počet pozitivních lokalit, byla provedena parametrická regresní analýza. Vztah mezi kunou skalní a kunou lesní v počtu záznamů v jednotlivých kvadrátech byl sledován pomocí parametrické korelace. Všechny statistické testy byly provedeny v programu STATISTICA, verze 9.0.

VÝSLEDKY A DISKUSE

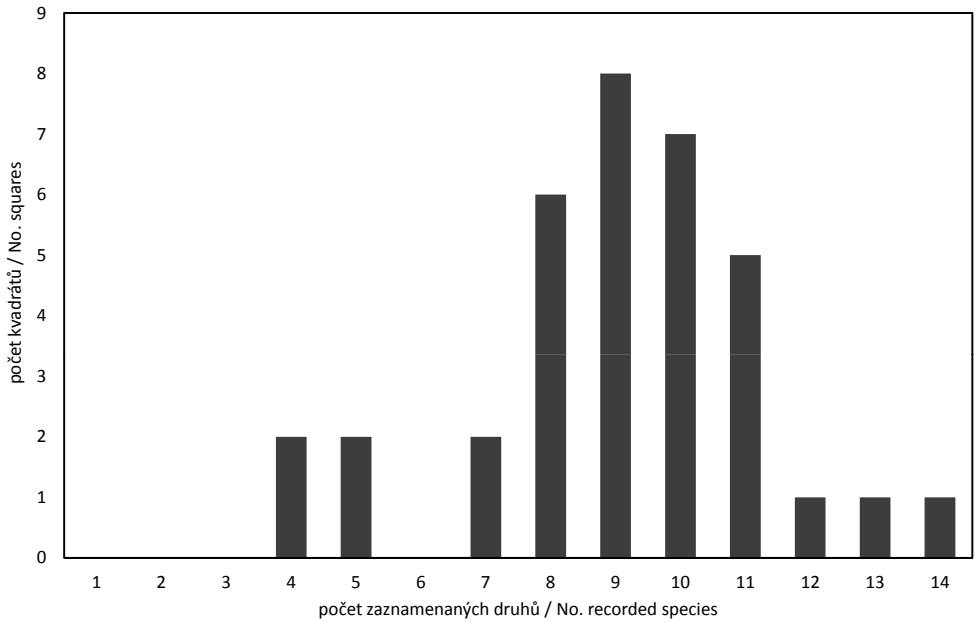
Dvouletý fotomonitoring vybraných kvadrátů v jižních a jihozápadních Čechách, zaměřený primárně na potvrzení přítomnosti rysa ostrovida, přinesl velké množství údajů i o výskytu dalších druhů lesních savců.

Celkem bylo získáno 15.816 nezávislých záznamů (34.427 fotografií) 19 druhů středně velkých a velkých savců v 35 kvadrátech jižních a jihozápadních Čech. Počet zaznamenaných druhů v jednotlivých kvadrátech byl v rozmezí 4–14, nejčastěji bylo zaznamenáno v jednom kvadrátu devět druhů (obr. 2).

Jako každá metoda i sledování výskytu pomocí fotopastí má svá negativa a úskalí. Údaje z fotopastí přinášejí objektivní, dokumentovaný důkaz o přítomnosti daného druhu ve sledovaném území. Nelze je však zároveň považovat za potvrzení absence druhu, tam, kde nebyl zdokumentován. V negativních kvadrátech je možné mluvit pouze o “pseudo-absenci”, nikoliv



Obr. 1. Mapa vybraných 35 monitorovaných kvadrátů evropské mapovací sítě (ETRS LAEA 5210, velikost čtverce 10×10 km) jižních a jihozápadních Čech.
Fig. 1. Map of the selected 35 squares of the European mapping grid (ETRS LAEA 5210, square size 10×10 km) in southern and south-western Bohemia.



Obr. 2. Biodiverzita středně velkých a velkých savců ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech: počet zaznamenaných druhů ve čtvercích (celkem 15.816 záznamů).
Fig. 2. Biodiversity of medium-sized and large mammals in the selected squares in southern and south-western Bohemia: numbers of the recorded species per square (15,816 records in total).

o absenci druhu (Van Der Wal et al. 2009). Prezentované distribuční mapy tak ukazují buď reálný stav, nebo více či méně podhodnocenou distribuci druhu.

Zásadním problémem je možnost zachycení konkrétního druhu, která závisí na typu, způsobu umístění a rozmístění přístrojů, druhu živočicha, na délce sledování a ročním období. V celé studii byl použit stejný typ přístrojů a přístroje byly umisťovány ve stejné výšce a úhlu. V každém monitorovaném kvadrátu byly umístěny 1–3 fotopasti a i délka jejich provozu se v některých případech lišila, např. z důvodu ukradení fotopastí, poruch přístrojů atd. Monitorovací úsilí tedy nebylo ve všech kvadrátech úplně stejné. Vliv na zachycení má navíc i velikost zvířete, jeho mobilita, pohyb v krajině, způsob pohybu. Pokud se (a) zvíře v krajině pohybuje náhodně, jeho výskyt je homogenní, (b) je vždy zachyceno v případě pohybu před fotopastí, (c) hustoty populací v jednotlivých oblastech se neliší, v tomto teoretickém případě by měl být počet záznamů daného druhu ve všech sledovaných kvadrátech skoro stejný, distribuce počtu záznamů pro jednotlivé kvadráty by měla vykazovat normální rozdělení s malým rozptylem dat. Odchylky od tohoto rozložení dat mohou napomoci k pochopení, čím jsou rozdíly dány, a tedy jestli je detektabilita v jednotlivých kvadrátech odlišná pro daný druh, jestli se liší hustoty populací v různých oblastech a jestli je výsledná distribuční mapa výrazně podhodnocená.

Je třeba zdůraznit, že zvolená metoda monitoringu byla sice dostatečná k prokázání rysa ostrovida v daných územích (viz níže), to však nemusí platit pro ostatní druhy středně velkých a velkých savců.

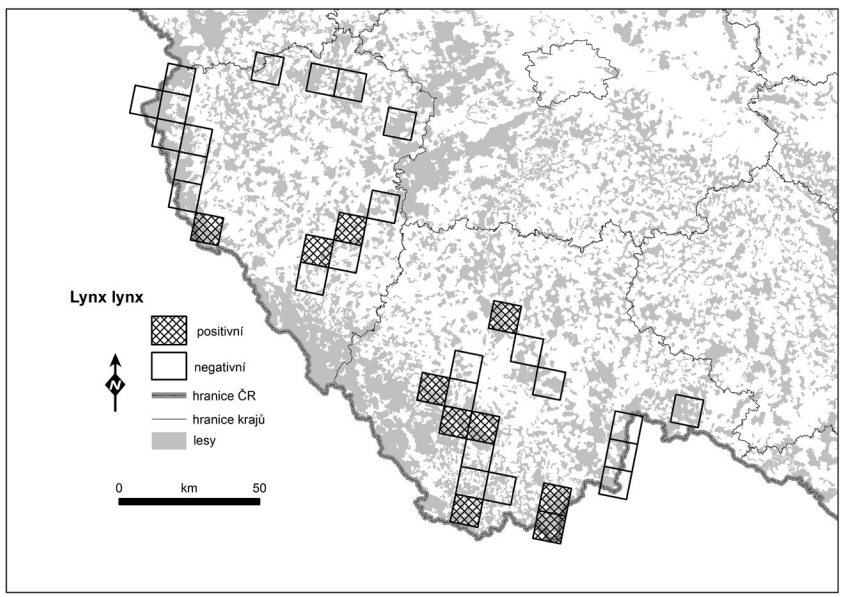
Šelmy (Carnivora)

Rys ostrovid, *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758)

Typ fotopasti, výběr lokality, umístění, výška i směr, hustota i rozmístění fotopastí byly primárně určeny pro potvrzení výskytu rysa ostrovida. Dvě fotopasti na kvadrát o rozloze 100 km^2 by měly být při předpokládané hustotě naší rysí populace 1 rys/100 km^2 a délce sledování dva roky dostatečné k prokázání výskytu rysa v území (Breitenmoser et al. 2006). Přitom nejvhodnější období pro monitoring rysa je podzim a zima (Breitenmoser et al. 2006, Weingarth et al. 2015). V našem případě byla navíc opakovaně pokryta všechna roční období.

Rys ostrovid se však v krajině nepohybuje homogenně, ale často využívá oblíbených tras (Anděl et al. 2010, Podolski et al. 2013). Z tohoto důvodu, zejména při nižším počtu fotopastí, může dojít k významnému podhodnocení jeho přítomnosti. Tomu odpovídá i výrazně nerovnoměrná distribuce záznamů v této studii.

Výskyt rysa ostrovida byl zdokumentován celkem v desíti sledovaných kvadrátech (obr. 3). Celkově bylo získáno 95 nezávislých záznamů, nejvíce 27, resp. 33 na kvadrát, v ostatních 1–8. Opakovaně byl rys potvrzen v Českém lese, v Blanském lese a na Prachaticku, v Novohradských horách a na Vyšebrodsku. Jedenkrát byl zaznamenán v Píseckých horách. Na Plánickém hřebenu byl zaznamenán také opakovaně, záznamy však pochází ze dvou omezených časových



Obr. 3. Záznamy rysa ostrovida (*Lynx lynx*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 3. Records of the lynx (*Lynx lynx*) by camera traps in the selected squares of southern and southwestern Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

úseků (celkem tři záznamy jednoho jedince z období květen–září 2013, jeden záznam dalšího jedince z července 2014).

Obecně naše výsledky potvrzují výskyt rysa ostrovida na menším území, než udává v současnosti Anděra (2015). Shodně s Anděrou & Horáčkem (2005) a Anděrou (2015) byl rys potvrzen v jižní části Českého lesa, v Blanském lese a na Prachaticku, v Novohradských horách a na Vyšebrodsku. Oproti údajům Anděry (2015) však nebyl rys potvrzen ve střední a severní části Českého lesa a na Kaplicku. Ve střední části Českého lesa byl rys nicméně zjištěn stopováním na sněhu (vlastní data). Naopak, v porovnání s rozšířením rysa ostrovida, které udává Anděra & Horáček (2005) byl jeho výskyt navíc potvrzen na dvou migračních koridorech (Plánický hřeben a Písecké hory). Obecně lze říci, že odlišnosti mezi zjištěným a publikovaným rozšířením druhu byly nalezeny v okrajových oblastech výskytu a na migračních koridorech, tedy v oblastech, kde jsou hustoty populace nižší či je výskyt jen dočasný a pro získání pozitivního záznamu je potřeba většího monitorovacího úsilí.

Průměr nadmořské výšky lokalit se záznamy rysa ostrovida byl vyšší než průměr lokalit bez záznamu (t-test: t=–3,98; p=0,00013; n=109).

Vztah výskytu rysa ostrovida k nadmořské výšce nicméně není triviální. Nadmořská výška byla jedním z nejsilnějších prediktorů výskytu rysa ve Švýcarských Alpách (Zimmermann & Breitenmoser 2002). Přitom je zřejmé, že rys se ve významné části svého areálu vyskytuje i v nižších polohách. To je vysvětlováno silnou korelací mezi výskytem lesů, nadmořskou výškou a svažitostí terénu. Rys byl člověkem vytlačen převážně do území, která se vyznačují výraznějšími všemi těmito vlastnostmi (Zimmermann & Breitenmoser 2002), to ovšem neznamená, že by každá z nich samostatně měla mít pro jeho výskyt biologický význam (Guisan & Zimmermann 2000).

Kočka divoká, *Felis silvestris* (Schreber, 1777)

Kočka divoká byla zaznamenána jednou, 25. srpna 2014 nedaleko obce Rybník v CHKO Český les (obr. 4 a 5).

V České republice počty koček divokých začaly drasticky klesat v druhé polovině 18. století a začátkem 19. století byla již kočka divoká vzácným zvířetem. Poslední spolehlivě doložený zástřel kočky divoké pochází z Krušných hor z roku 1952 (Anděra & Červený 2009b). První záznamy o opětovném návratu pocházejí z pohraničních hor a jsou doloženy právě fotopastmi. Z Čech jsou to záznamy z NP Šumava (Pospíšková et al. 2013). Záznam u obce Rybník je prvním novodobě doloženým záznamem na území CHKO Český les.

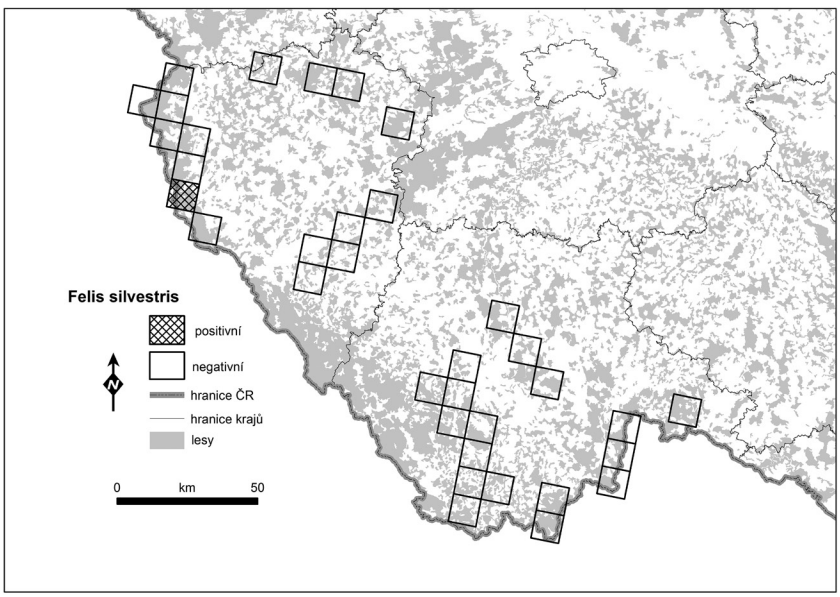
Liška obecná, *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758)

Výskyt lišky obecné byl zdokumentován ve všech sledovaných kvadrátech, celkově bylo získáno 3158 nezávislých záznamů, počty záznamů v jednotlivých kvadrátech byly v rozmezí 1–301.

U kvadrátů, kde byl nejvyšší počet záznamů, se jednalo často o fotografie mláďat, tyto fotopasti tedy byly pravděpodobně umístěny blízko nor. Výsledné rozložení dat je pravděpodobně způsobeno kombinací různých hustot populací a nerovnoměrného pohybu lišek v krajině. S jistotou se dá říci, že se jedná se o druh plošně rozšířený a běžný, což koresponduje s názory dalších autorů (Anděra & Horáček 2005, Anděra 2015).

Nadmořská výška lokality neměla vliv na výskyt, ani počet záznamů lišky obecné (t-test: t=–1,53; p=0,13; n=109; regrese: R=0,103; F=1,15; p=0,29).

Obr. 4. Kočka divoká (*Felis silvestris*) fotografovaná v Českém lese.
Fig. 4. The wild cat (*Felis silvestris*) photographed in the Český les Mts.



Obr. 5. Záznamy kočky divoké (*Felis silvestris*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 5. Records of the wild cat (*Felis silvestris*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

Vlk obecný, *Canis lupus* Linnaeus, 1758

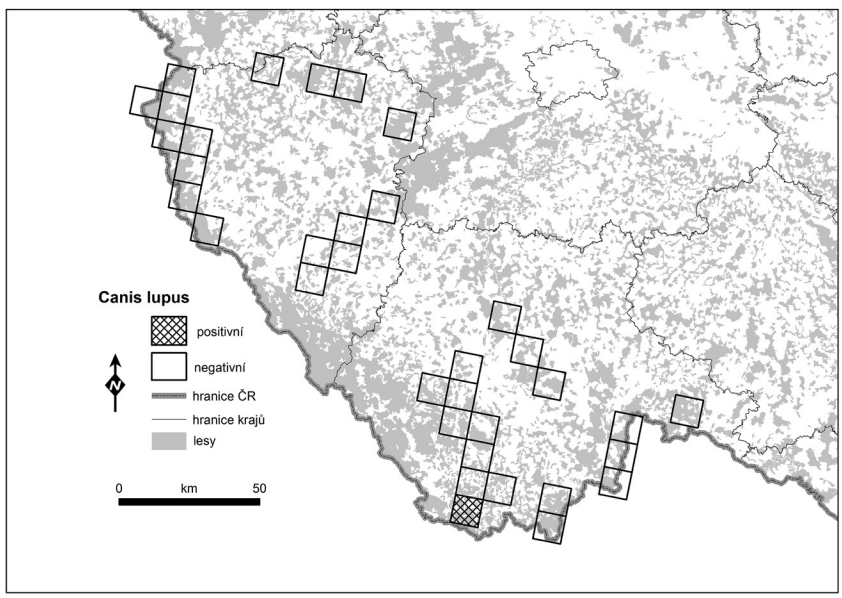
Vlk byl zaznamenán jednou, 24. února 2015 v k.ú. Loučovice jihovýchodně od vodní nádrže Lipno (obr. 6 a 7).

Záznam vlka u vodního díla Lipno je první důkaz o výskytu této šelmy v jižních Čechách od jeho vyhubení v 2. polovině 19. století (Bufka et al. 2005). Pravděpodobně se jednalo o dospělého migrujícího jedince. Ve stejném období byl vlk vyfotografován i v rakouském Weinviertelu u města Stornsdorf (T. Engleder, osobní sdělení, březen 2015) a bavorského Rottalu (M. Wolfl, osobní sdělení, březen 2015).

Psík mývalovitý, *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834)

V ČR nepůvodní psík mývalovitý byl zaznamenán pouze jednou, 9. července 2013 v k.ú. Pohorská Ves v Novohradských horách. Podle Anděry (2015) se ale jedná o v současnosti široce rozšířený druh.

Psík nejvíce upřednostňuje okolí vod, nicméně jde o druh velmi flexibilní, který obývá řadu různých typů prostředí, včetně větších lesních celků (Netvichová et al. 2007, Drygala et al. 2008). Je tedy nejasné, co je důvodem absence záznamů v této studii. Nejpravděpodobnější vysvětlení je probíhající expanzní fáze populačního růstu psíka na našem území (Červený et



Obr. 6. Záznamy vlka obecného (*Canis lupus*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 6. Records of the wolf (*Canis lupus*) by camera traps in the selected squares of southern and southwestern Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

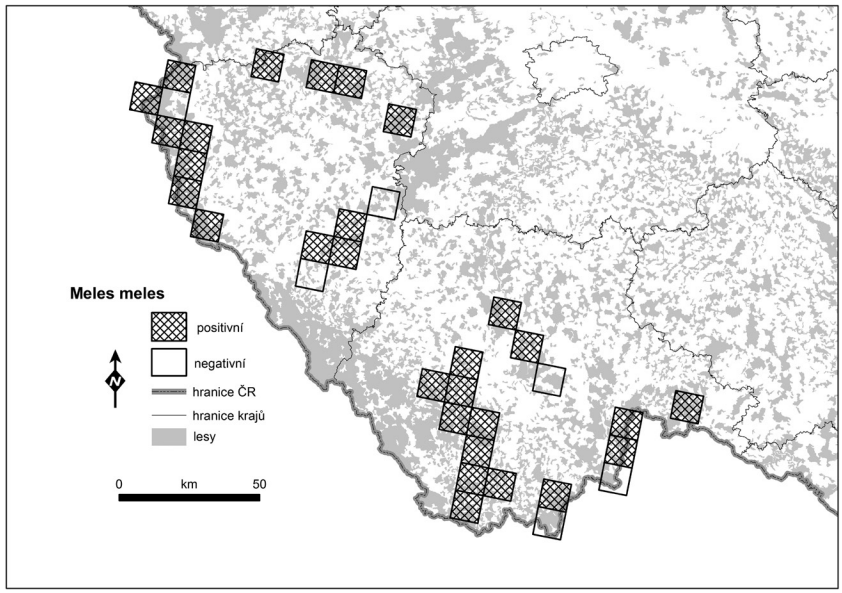
Obr. 7. Fotografie vlka obecného (*Canis lupus*) u vodní nádrže Lipno.
Fig. 7. A photograph of wolf (*Canis lupus*) at the Lipno Reservoir, southern Bohemia.

al. 2001, Mrštný et al. 2007), ve které psík teprve expanduje do vyšších nadmořských výšek (Mrštný et al. 2007). Lokálně je proto jeho výskyt pravděpodobně dosud nestabilní a hustoty populace tak mohou být velmi nízké.

Jezevec lesní, *Meles meles* (Linnaeus, 1758)

Jezevec lesní byl nejvíce rozšířenou lasicovitou šelmou, zaznamenanou v celkem 29 ze 35 sledovaných kvadrátů (obr. 8). Celkem bylo získáno 974 záznamů. Rozložení těchto dat nemá normální rozdělení. Ve 24 kvadrátech bylo pořízeno několik málo fotografií (1–27), a v dalších čtyřech kvadrátech je počet výrazně vyšší, v jednom případě byl počet až extrémní (450, z tohoto jednoho kvadrátu pochází 47 % všech záznamů) – past byla umístěna pravděpodobně nedaleko rodinné nory, na fotografiích jsou mláďata. Rozložení dat tedy naznačuje, že hustoty jezevců nejsou vysoké a pravděpodobně je jejich pohyb v krajině silně heterogenní. Proto může být rozšíření druhu v prezentované mapě mírně podhodnocené. Dle Anděry & Horáčka (2005) a Anděry (2015) jde o hojně rozšířený druh.

Podle Bičíka et al. (2000) je v podmínkách ČR rozšíření jezevců ovlivněno nadmořskou výškou (preference území 200–400 m n. m.), orientací svahu, typem lesního prostředí (preference smíšených lesů) a typem půdy (preference jílových půd). Podle Matyáštíka & Bičíka (1999) však typ půdy na výskyt jezevce vliv nemá, jako preferovanou nadmořskou výšku pak udávají rozsah 200–700 m n. m. Naše data vztah výskytu jezevce k nadmořské výšce nepotvrzují. Jezevec byl pozorován v územích s nadmořskou výškou 368–975 m n. m., lokality s výskytem jezevce pak nebyly položeny signifikantně nížeji než lokality bez výskytu (t-test: t=0,50; p=0,62; n=109).



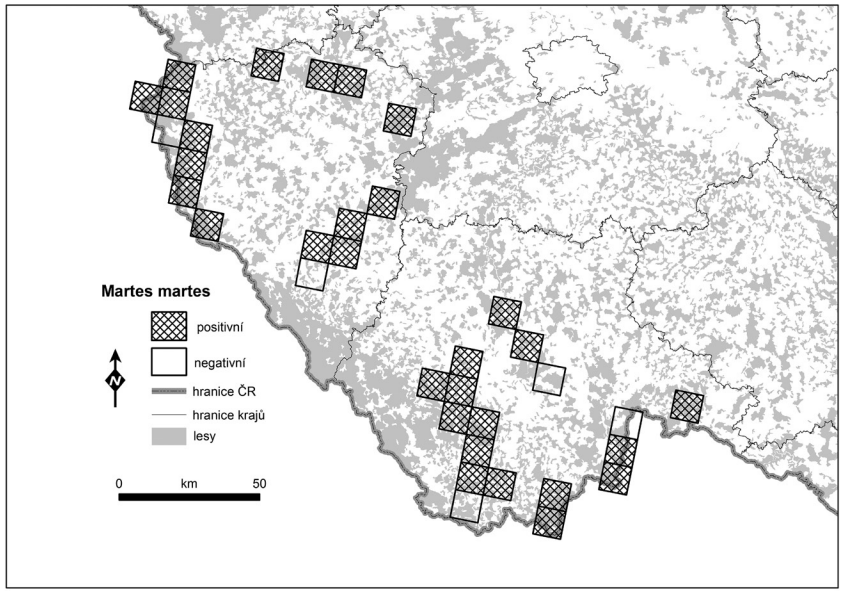
Obr. 8. Záznamy jezevce lesního (*Meles meles*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 8. Records of the badger (*Meles meles*) by camera traps in the selected squares of southern and southwestern Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

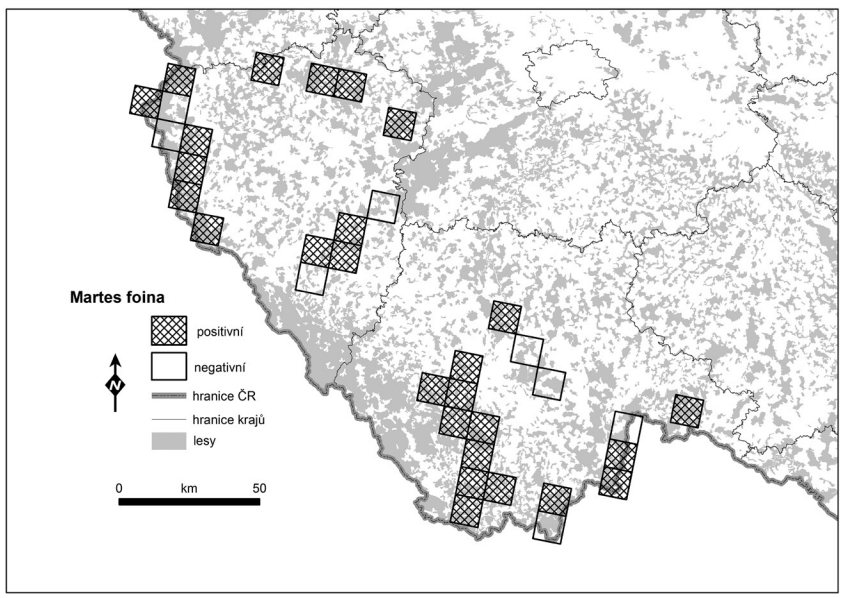
Kuna lesní, *Martes martes* (Linnaeus, 1758) a **kuna skalní, *Martes foina* (Erxleben, 1777)**

Celkem bylo získáno 521 záznamů kun, z toho 294 kuny skalní a 211 kuny lesní, v šestnácti případech nebylo z fotografie možné určit druh. Kuna skalní byla zaznamenána ve 27 kvadrátech, kuna lesní ve 30 (obr. 9 a 10). U obou druhů se počty záznamů pohybovaly v rozmezí 1–34, u kuny skalní byla navíc zaznamenána jedna extrémní hodnota – 96 záznamů v kvadrátu. V počtu nezávislých záznamů na kvadrát byla nalezena vzájemná pozitivní korelace výskytu těchto dvou druhů (obr. 11; korelační test: r^2=0,687; t=8,51; p<0,001; n=35). Z hlediska územního je výskyt v obou případech celoplošný, záznamy jsou ze všech oblastí.

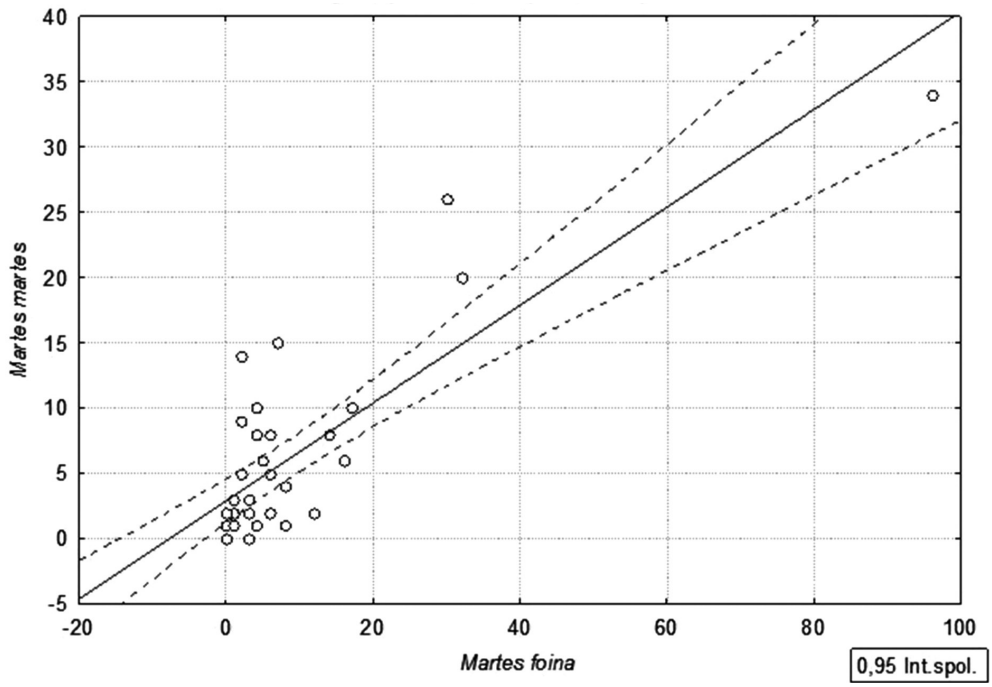
Data ukazují, že oba druhy obývají v našich podmínkách větší lesní celky, a mohou spolu koexistovat. To neodpovídá obecným popisům těchto druhů, kdy u kuny lesní je uváděna obecná preference větších lesních celků, oproti kuně skalní, která má preferovat spíše menší lesy, bezlesí, zemědělskou a urbanizovanou krajinu, a sídla (Anděra & Horáček 2005, Šálek et al. 2005, Pereboom et al. 2008, Herr et al. 2009). Sympatrický výskyt obou druhů byl popsán ve středním Polsku, kde oba druhy sdílejí stejnou ekologickou i potravní niku, ale liší se významně ve frekvenci jednotlivých složek potravy (Posluszny 2007). Sympatrický výskyt však ještě nevysvětluje pozitivní korelaci výskytu obou druhů – možným vysvětlením jsou mikrohabitatové rozdíly v lesním prostředí, s tím, že oba druhy kun preferují stejné prostředí.

Kuna lesní byla oproti areálu v současnosti udávanému Anděrou (2015) zaznamenána na větším území jižních Čech (šest pozitivních monitorovaných kvadrátů v oblasti Prachaticka až





Obr. 9 a 10. Záznamy kuny lesní (*Martes martes*) a kuny skalní (*Martes foina*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Figs. 9 and 10. Records of the pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.



Obr. 11. Korelace mezi počtem záznamů kuny lesní (*Martes martes*) a kuny skalní (*Martes foina*) v jednotlivých monitorovaných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech (r=0,82883).
Fig. 11. Correlation between the occurrence records of the pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) in the selected squares of the European mapping grid (r=0.82883).

Píseckých hor), nicméně nikoliv plošně jak udává Anděra & Horáček (2005). Záznamy kuny skalní odpovídají současným znalostem o areálu druhu evidovaným Anděrou (2015), tento areál je však – stejně jako u kuny lesní – menší než bylo dříve udáváno (Anděra & Horáček 2005).

Nadmořská výška lokality neměla vliv na výskyt těchto dvou druhů (t-test: *Martes foina*: t=0,996; p=0,32; n=109; *Martes martes*: t=0,95; p=0,35; n=109).

Tchoř tmavý, *Mustela putorius* Linnaeus, 1758

Tchoř tmavý byl zaznamenán patnáctkrát, celkem v desíti kvadrátech (obr. 12), s tím že ve všech případech se jednalo jen o několik málo záznamů (1–3). Vzhledem k tomu, že se jedná o druh vázaný na vodní prostředí, využívající otevřenou krajinu nížin, popř. menší lesní celky (Lodé 1994), nebyly pro něj sledované lokality optimálním prostředím, jeho výskyt byl tedy s vysokou pravděpodobností podhodnocen. Tchoř tmavý ubývá ve střední a východní Evropě (Sidorovich 2000, Baghli & Verhagen 2003), včetně České republiky (Anděra & Horáček 2005, Ryšavá-Nováková & Koubek 2009).

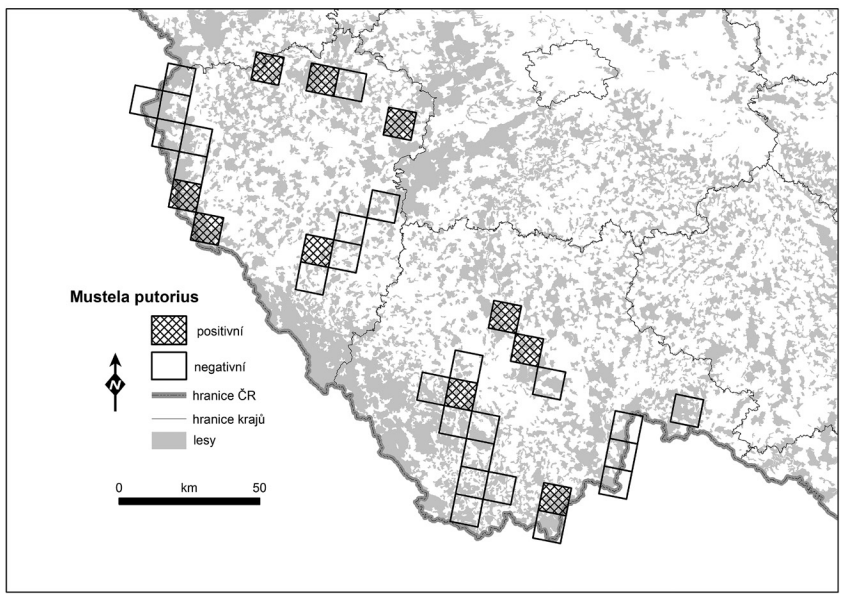
Vydra říční, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)

Vydra říční byla zaznamenána jednou, 23. dubna 2015 u obce Plešovice v CHKO Blanský les. V současnosti se vyskytuje ve studované oblasti plošně (Poledník et al. 2012). Jedná se o semiakvatický druh (Kruuk 2006), který při přechodech mezi povodími přechází i po souši (Poledník et al., nepubl. data). Patrně proto byla fotopastí zachycena hluboko v lese.

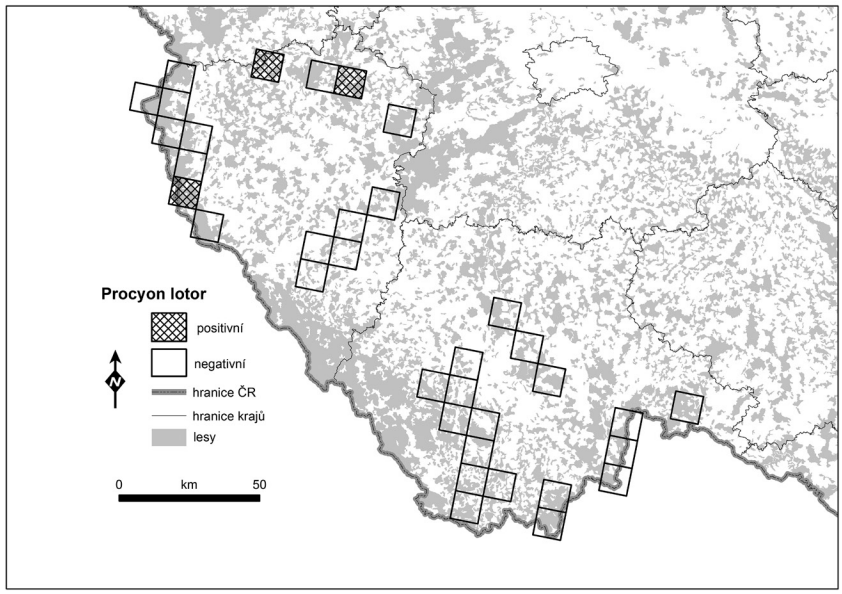
Mýval severní, *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758)

Celkem bylo získáno sedm záznamů mývala severního, a to z oblasti Českého lesa a Plzeňské pahorkatiny (obr. 13). Výsledky této studie tak odrážejí skutečnost, že tento u nás nepůvodní druh upřednostňuje spíše vodní a urbanizované prostředí a listnaté či smíšené lesy.

V Čechách leží centrum výskytu mývala v horním Poohří a Doupovských horách (Matějů et al. 2012), v ostatních oblastech Čech jsou záznamy spíše roztroušené (Anděra 2015). Záznam v Českém lese potvrzuje výskyt v oblasti, která dosud není evidována Anděrou (2015), nicméně Anděra & Červený (2009a) uvádějí nález ze zhruba tohoto území. V Jihočeském kraji nebyl získán ani jeden záznam mývala, i když i z této oblasti existuje několik málo údajů o výskytu druhu (Anděra 2015).



Obr. 12. Záznamy tchoře tmavého (*Mustela putorius*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 12. Records of the polecat (*Mustela putorius*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.



Obr. 13. Záznamy mývala severního (*Procyon lotor*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 13. Records of the racoon (*Procyon lotor*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

S u d o k o p y t n í c i (A r t i o d a c t y l a)

Prase divoké, *Sus scrofa* Linnaeus, 1758

Výskyt prasete divokého byl zdokumentován ve všech sledovaných kvadrátech, celkově bylo získáno 2482 nezávislých záznamů, počty záznamů v jednotlivých kvadrátech byly v rozmezí 1–150, s jednou vyšší hodnotou – 227. Dle rozložení dat je možné říci, že tento druh byl dobře zachytitelný. Výskyt prasete divokého je celoplošný, což odpovídá publikovanému rozšíření druhu (Anděra & Horáček 2005, Anděra & Červený 2009a, Anděra 2015).

Počet záznamů prasete divokého nebyl ovlivněn nadmořskou výškou lokality (regrese: R=0,04; F=0,19; p=0,66).

Srnec obecný, *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)

Výskyt srnce obecného byl zdokumentován ve všech sledovaných kvadrátech, celkově bylo získáno 4649 nezávislých záznamů, jedná se tedy o nejčastěji zaznamenaný druh savce. Počty záznamů v jednotlivých kvadrátech byly v rozpětí 13–418, výskyt je celoplošný. Nastavený design fotopastí byl dostatečný pro zachycení tohoto druhu, i v kvadrátu s nejmenším počtem záznamů jich bylo získáno 13 nezávisle. Počty záznamů v jednotlivých kvadrátech se ale poměrně výrazně lišily, což naznačuje, že se pravděpodobně liší i hustoty populací v různých oblastech.

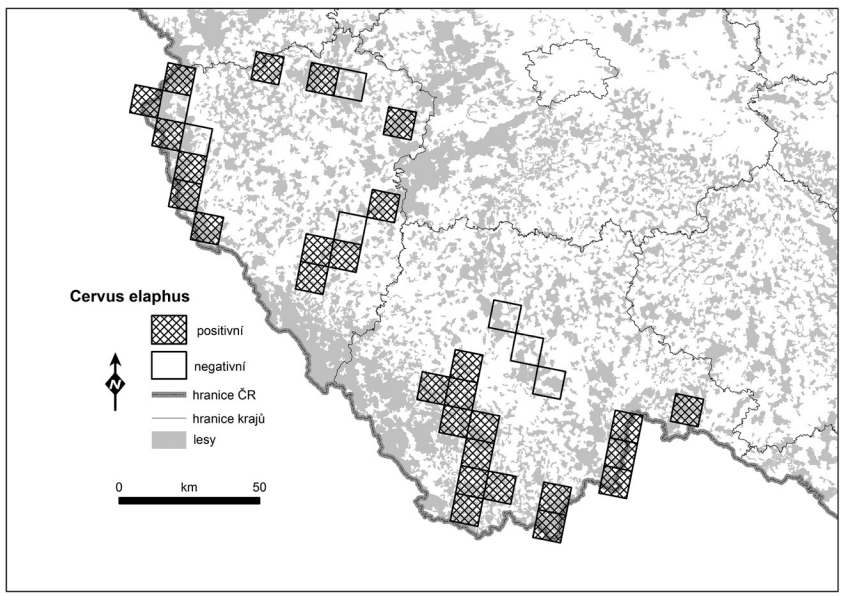
Výsledky o výskytu odpovídají známému rozšíření druhu v ČR (Anděra & Horáček 2005, Anděra & Červený 2009a, Anděra 2015). Počet záznamů druhu nebyl ovlivněn nadmořskou výškou lokality (regrese: R=0,17; F=3; p=0,09).

Jelen evropský, *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758

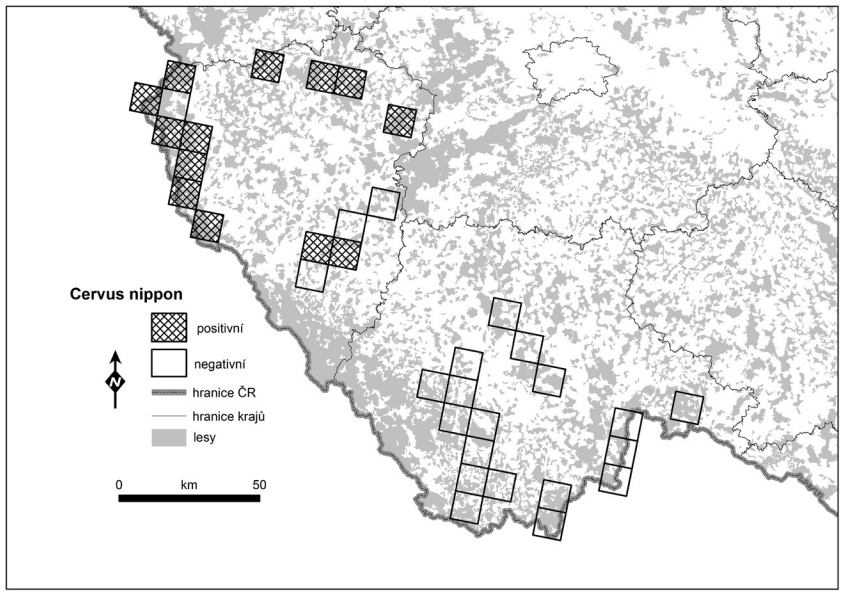
Jelen lesní byl zaznamenán v celkem 28 z 35 sledovaných kvadrátů, celkem bylo získáno 1403 záznamů, počty záznamů v kvadrátech byly v rozpětí 1–231. Jedná se o plošně rozšířený druh (obr. 14). Potvrzen však nebyl v Píseckých horách a jižní části Táborské pahorkatiny, odkud je udáván jeho stálý, respektive nepravidelný výskyt (Anděra & Horáček 2005, Anděra & Červený 2009a, Anděra 2015). Absence v této oblasti je ale v souladu s rozšířením, udávaným myslivecký mi statistikami (Anděl et al. 2010). Průměr nadmořské výšky lokalit se záznamy jelena byl vyšší než průměr lokalit bez záznamu (t-test: t=–4,3; p=0,00004; n=109), což odpovídá tendenci druhu osidlovat spíše vrchovinné a horské polohy (Anděra & Červený 2009a).

Jelen sika, *Cervus nippon* Temminck, 1838

Nepůvodní jelen sika byl zaznamenán v celkem 13 z 35 sledovaných kvadrátů. Celkem bylo získáno 922 záznamů, z toho 401 v jediném kvadrátu v Manětínské pahorkatině, v ostatních



Obr. 14. Záznamy jelena evropského (*Cervus elaphus*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 14. Records of the red deer (*Cervus elaphus*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.



Obr. 15. Záznamy jelena siky (*Cervus nippon*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 15. Records of the sika deer (*Cervus nippon*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

byly počty v rozmezí 2–130. Počty záznamů se tedy výrazně lišily, což lze vysvětlit publikovanými údaji o lokálně vysokých hustotách, několikrát překračujících normované stavy (Anděra & Červený 2009a). Druh byl zaznamenán ve většině sledovaných území v Plzeňském kraji, na rozdíl od Jihočeského kraje, kde nebyl zaznamenán vůbec (obr. 15). To odpovídá známému rozšíření druhu dle Anděry & Červeného (2009a) a Anděry (2015).

Průměr nadmořské výšky lokalit se záznamy jelena siky byl nižší než průměr lokalit bez záznamu (t-test: t=2,86; p=0,005; n=109), což by naznačovalo, že sika preferuje oblasti s nižší nadmořskou výškou. Vzhledem k tomu, že tento druh v Japonsku prosperuje i v oblastech velmi vysokých nadmořských výšek (Borkowski & Furubayashi 1998), může být jeho výskyt (v podmínkách ČR) v oblastech s nižší nadmořskou výškou spíše důsledkem výběru lokalit pro jeho vypouštění do naší přírody.

Daněk skvrnitý, *Dama dama* (Linnaeus, 1758)

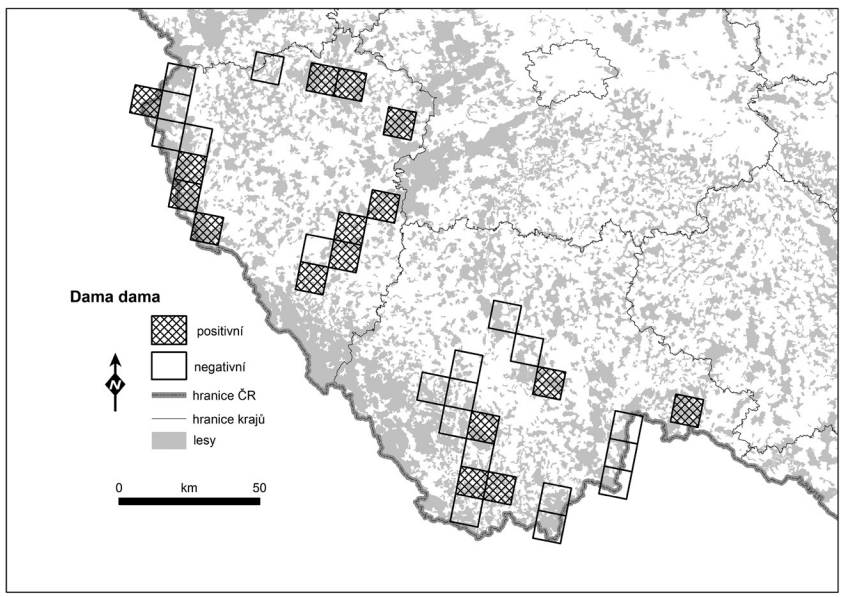
Daněk skvrnitý byl zaznamenán v 16 z 35 sledovaných kvadrátů (obr. 16), více v jihozápadních Čechách. Celkem bylo získáno 351 záznamů o výskytu druhu. Počty záznamů v kvadrátech byly v rozmezí 3–21, s výjimkou tří kvadrátů, u kterých byly hodnoty vyšší (49, 76, resp. 123). Výskyt odpovídá údajům Anděry & Červeného (2009a), ale rozložení dat je nerovnoměrné,

počty záznamů v jednotlivých kvadrátech jsou velmi rozdílné. To je pravděpodobně výsledkem toho, že jde o druh v současnosti jen lokálně se vyskytující, ale místy velmi hojný a výsledky jsou částečně podhodnoceny z důvodu preference listnatých a smíšených lesů (Anděra & Červený 2009a).

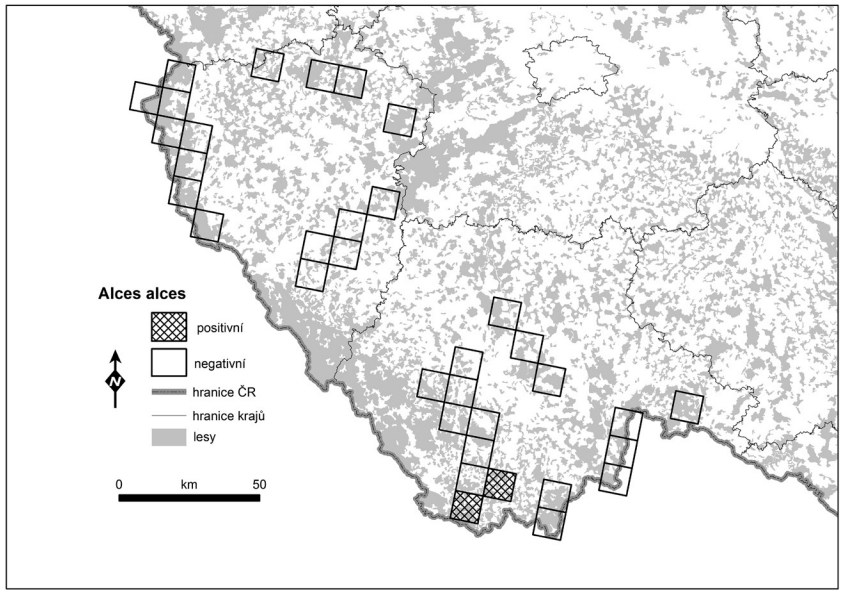
Dříve byl daněk skvrnitý považován za plošně rozšířený druh (Anděra & Horáček 2005). To naše sledování nepotvrdilo. V současnosti je udáván spíše roztroušený výskyt druhu (Anděra 2015), oproti tomuto rozšíření byl daněk zdokumentován i v dalších územích: na Ševětínsku, Kaplicku a na Plánickém hřebenu. Nadmořská výška neměla vliv na výskyt daňka (t-test: t=1,86; p=0,065; n=109).

Los evropský, *Alces alces* (Linnaeus, 1758)

Los evropský byl zaznamenán na Kaplicku a na pravém břehu Lipna (obr. 17), jednalo se celkem o pět záznamů. Dle Anděry (2015) je trvalý výskyt druhu také v Novohradských horách, na Třeboňsku a v České Kanadě. Anděra & Červený (2009a) uvádějí stálé populace pouze z Lipenska a Třeboňska, s tím že početní stavy klesají. Z Třeboňska v naší studii záznamy chybí, což je možné vysvětlit minimálním počtem jedinců, kteří se zde pohybují na velkém území – Anděra & Červený (2009a) uvádějí 10–15 jedinců jindřichohradecké populace a klesající trend počtu.



Obr. 16. Záznamy daňka skvrnitého (*Dama dama*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 16. Records of the fallow deer (*Dama dama*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.



Obr. 17. Záznamy losa evropského (*Alces alces*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Fig. 17. Records of the elk (*Alces alces*) by camera traps in the selected squares of southern and southwestern Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

Muflon, *Ovis orientalis musimon* Pallas, 1811)

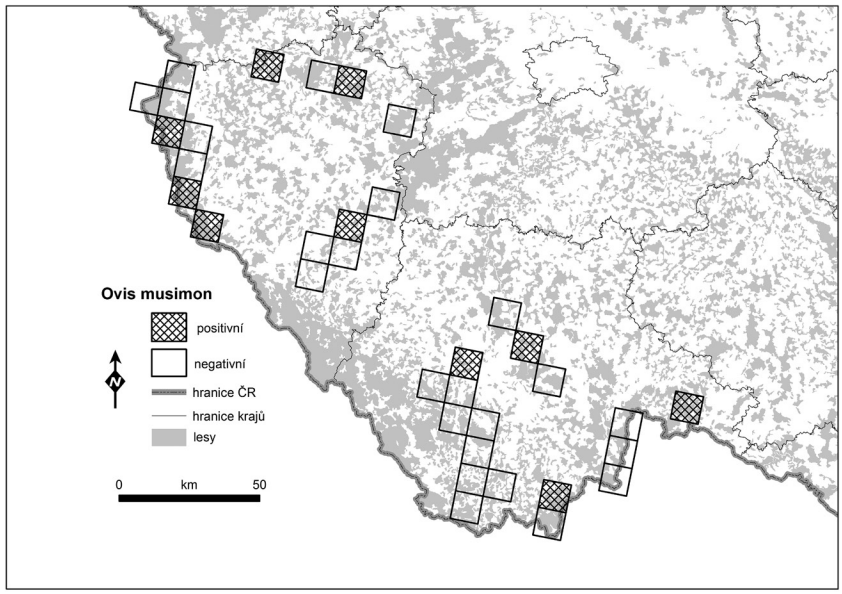
Muflon byl zaznamenán v 10 z 35 sledovaných kvadrátů (obr. 18), celkem bylo získáno 230 záznamů, přičemž počet byl výrazně odlišný v jednotlivých kvadrátech, v rozpětí 1–74.

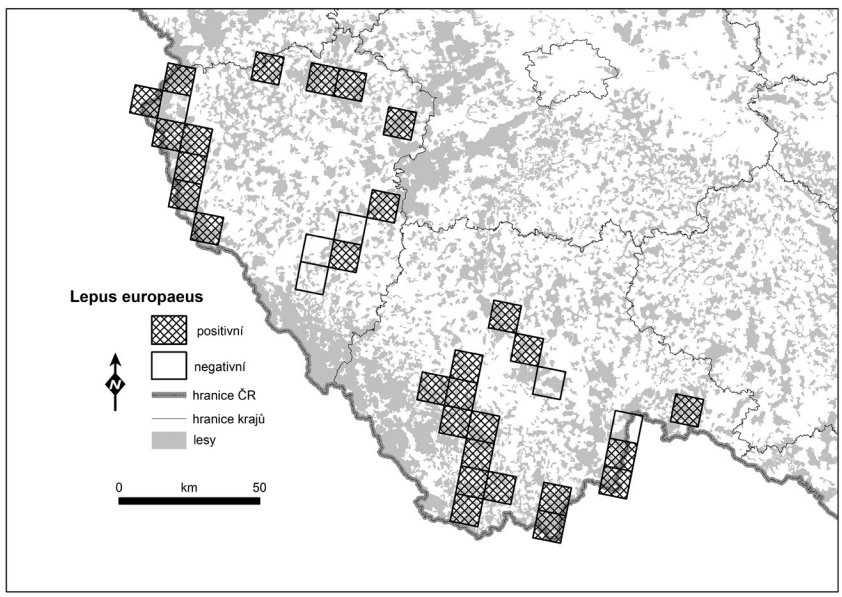
Dle Anděry (2015) je muflon v současnosti souvisle rozšířen jen v několika oblastech, dříve však byl považován za plošně rozšířený druh (Anděra & Horáček 2005). Oproti údajům Anděry (2015) nebyl v naší studii muflon zaznamenán na Kaplicku a Vyšebrodsku, v Blanském lese a na Třeboňsku. Průměr nadmořské výšky lokalit se záznamy muflona byl nižší než průměr lokalit bez záznamu (t-test: t=2,48; p=0,015; n=109), což odpovídá zjištěním Anděry & Červeného (2009a), podle kterých téměř 80 % lokalit muflona v ČR spadá do rozmezí 200–600 m n. m. Je to proto, že muflon se vyhýbá rozlehlým územím jehličnatých lesů ve vyšších polohách, územím s podmáčenou půdou v nejnižších polohách, a nevyhovují mu ani oblasti s vysokou sněhovou pokrývkou (Anděra & Červený 2009a).

Zajícovci (Lagomorpha)

Zajíc polní, *Lepus europeus* Pallas, 1778

Zajíc polní byl zaznamenán ve 29 kvadrátech (obr. 19), záznamy pocházejí ze všech oblastí s výjimkou Plánického hřebene. Celkem bylo získáno 1016 záznamů, počty záznamů byly





Obr. 18 a 19. Záznamy muflona (*Ovis orientalis musimon*) a zajíce polního (*Lepus europaeus*) pomocí fotopastí ve vybraných kvadrátech jižních a jihozápadních Čech v období květen 2013 – duben 2015.
Figs. 18 and 19. Records of the mouflon (*Ovis orientalis musimon*) and hare (*Lepus europaeus*) by camera traps in the selected squares of southern and south-western Bohemia in the period May 2013 – April 2015.

v rozmezí 3–120 na kvadrát. Rozložení dat vykazuje tedy poměrně široký rozptyl bez výrazných odchylek. To ukazuje na dobrou zaznamenatelnost druhu (pohybuje se pomalu a pravděpodobně uniformě v krajině) a výrazné rozdíly v hustotách populací.

Jedná se o druh typický pro zemědělskou krajinu, step a kulturní step (Klansek et al. 1998). Zajíci jsou více běžní v polní krajině než v pastvinách, náhorních plošinách a lesích (Vaughan et al. 2003). Přestože Schneider & Maar (1997) a Vaughan et al. (2003) uvádějí pozitivní efekt menších lesních celků v převážně zemědělské krajině, velké lesní plochy uvádějí jako negativní faktor pro výskyt druhu. S tím tedy nesouhlasí prezentovaná data, kdy zajíc byl potvrzen plošně ve většině kvadrátů, navíc ve vysokých počtech (alespoň v porovnání s ostatními druhy). Nadmořská výška lokality neměla na výskyt zajíce vliv (t-test: t=0,72; p=0,47; n=109).

Srovnání prezentovaných dat s jinými dostupnými údaji nebylo úplně možné. Dosavadní studie týkající se výskytu středně velkých a velkých savců v České republice jsou založeny na sběru hlášení od veřejnosti, z mysliveckých statistik, jedná se tedy o jiný typ údajů. Druhým zásadním rozdílem je časové období, sběry dat probíhají dlouhodobě a i prezentované mapy výskytu bývají za delší časové období. V porovnání s tím naše studie zahrnovala krátký časový úsek a tedy více aktuální stav.

V zásadě lze konstatovat, že u většiny uvedených druhů jsou výsledky v této studii pravděpodobně více či méně podhodnoceny oproti skutečnosti. Přestože vzorek získaných dat je obecně velký (15.910 záznamů), nastavený design sledování (počet přístrojů na kvadrát) nebyl dostatečný k potvrzení absence jednotlivých lesních druhů ve sledovaných kvadrátech. Pro většinu druhů jsou dnešní přístroje technicky dostatečné, vždy je ale potřebné monitoring nastavit přesně dle daného cíle a druhu studie (viz např. Rovero et al. 2010, Kays et al. 2011).

Naopak, metoda fotomonitoringu byla velmi úspěšná z pohledu detekce velmi vzácných druhů (např. kočka divoká, vlk), u kterých jsou údaje sbírané od veřejnosti a od myslivců pravděpodobně podhodnoceny.

Obrovskou výhodou fotografií z fotopasti je, že přinášejí objektivní důkaz o přítomnosti druhu v daném území, důkaz který kdokoliv kdykoliv může později revidovat (při správném určení druhu nemůže dojít k nadhodnocení výskytu). To je nesporná výhoda zejména oproti mapování druhů formou hlášení pozorování od veřejnosti. Distribuční mapy, založené pouze na těchto pozorováních, by měly být posuzovány velmi opatrně, zejména proto, že omyl v určení totožnosti daného druhu je vždy možný a pravdivost těchto údajů nelze nijak revidovat.

Poděkování

Poděkování patří následujícím lesním správám, které spolupracovaly na fotomonitoringu realizovanému v rámci projektu Trans-Lynx: Městské lesy Prachatice, Městské lesy Domažlice, Městské lesy Planá, Městské lesy Plánice, Městské lesy Přimda, Lesní a rybniční správa Zbiroh a lesní správy Lesů ČR: LS Plasy, LS Stříbro, LS Toužim, LS Vodňany, LS Český Krumlov, LS Horšovský Týn, LS Přimda, LS Domažlice, LS Klatovy, LS Železná ruda, LS Český Rudolec, LS Třeboň, LS Nové Hrady, LS Vyšší Brod, LS Hluboká nad Vltavou, LS Přeštice. Projekt Trans-Lynx (č. 295) byl financován Evropským fondem pro regionální rozvoj, Ministerstvem životního prostředí a Ministerstvem pro místní rozvoj, v rámci programu Přeshraniční spolupráce Cíl 3 Česká republika – Svobodný stát Bavorsko 2007–2013.

LITERATURA

Ancrenaz M., Hearn A. J., Ross J., Sollmann R. & Wilting A., 2012: *Handbook for Wildlife Monitoring Using Camera-traps*. JC Printer, Kota Kinabalu, 71 pp.

Anděl P., Mináriková T. & Andreas M., 2010: *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Evernia, Liberec, 134 pp.

Anděra M., 2015: [Mapy rozšíření savců v České republice]. In: Zicha O. (ed.): *Biological Library – BioLib*. URL: www.biolib.cz/cz/taxonmap (navštíveno 20. 10. 2015).

Anděra M. & Červený J., 2009a: *Velcí savci v České republice*. *Rozšíření*, *historie a ochrana*. *1*. *Sudokopytníci* (*Artiodactyla*). Národní muzeum, Praha, 87 pp.

Anděra M. & Červený J., 2009b: *Velcí savci v České republice*. *Rozšíření*, *historie a ochrana*. *2*. *Šelmy* (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha, 216 pp.

Anděra M. & Hanzal V., 1995: *Atlas rozšíření savců v České republice*, *předběžná verze*, *I*. *Sudokopytníci* (*Artiodactyla*), *Zajíci* (*Lagomorpha*). Národní muzeum, Praha, 64 pp.

Anděra M. & Horáček I., 2005: *Poznáváme naše savce*. *2*. *doplněné vydání*. Sobotáles, Praha, 327 pp.

Baghli A. & Verhagen R., 2003: The distribution and status of the polecat *Mustela putorius* in Luxembourg. *Mammal Review*, **33**: 57–68.

Bičík V., Foldynová S. & Matyáštík T., 2000: Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in southern Moravia. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium*, *Biologica*, **38**: 29–40.

Borkowski J. & Furubayashi K., 1998: Seasonal changes in number and habitat use of foraging sika deer at the high altitude of Tanzawa Mountains, Japan. *Acta Theriologica*, **43**: 95–106.

Bufka L., Heurich M., Engleder T., Wölfl M., Červený J. & Scherzinger W., 2005: Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region–review of the history and current status. *Silva Gabreta*, **11**: 27–42.

Červený J., Anděra M., Koubek P., Homolka M. & Toman A., 2001: Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, **26**: 111–125.

Drygala F., Stier, N., Zoller, H., Boegelsack, K., Mix, H. M. & Roth M., 2008: Habitat use of the racoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. *Mammalian Biology*, **73**: 371–378.

Guisan A. & Zimmermann N. E., 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**: 147–186.

Karanth K. U. & Nichols J. D., 2011: Estimating tiger abundance from camera trap data: field surveys and analytical issues. Pp.: 97–117. In: O'Connell A. F., Nichols J. D. & Karanth K. U. (eds.): *Camera Traps in Animal Ecology*: *Methods and Analyses*. Springer Science & Business Media, Tokyo, 271 pp.

Kays R. W. & Slauson K. M., 2008: Remote cameras. Pp.: 110–140. In: Long R. A., MacKay P., Zielinski W. J. & Ray J. C. (eds.): *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington,, 400 pp.

Kays R., Tilak S., Kranstauber B., Jansen P. A., Carbone C., Roweliffe M., Fountain T., Eggert J. & He Z., 2011: Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks*, **1**(2): 19–29.

Klansek E., Kalivodová E., Simonovič V. & Kürthy A., 1998: Landscape-ecological evaluation of the flood plain of the river March (Morava) with regard to hare (*Lepus europaeus* Pallas) and roe deer (*Capreolus capreolus* L.). *Ekologia*, *Bratislava*, **17**: 201–207.

Kruuk H., 2006: *Otters*: *Ecology*, *Behaviour and Conservation*. Oxford Univ. Press, Oxford, 265 pp.

Lemberk V., 2012: Výskyt zajímavějších druhů savců ve východních Čechách, 2005–2012 (Mammalia). *Lynx*, *n.s.*, **43**: 113–132.

Lodé T., 1994: Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *Journal of Zoology*, *London*, **234**: 75–88.

MacKay P., Zielinski W. J., Long R. A. & Ray J. C., 2008: Noninvasive research and carnivore conservation. Pp.: 1–7. In: Long R. A., MacKay P., Zielinski W. J. & Ray J. C. (eds.): *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington, 385 pp.

Matějů, J., Dvořák, S., Tejrovský, V., Bušek, O., Ježek, M. & Matějů Z., 2012: Current distribution of *Procyon lotor* in north-western Bohemia, Czech Republic (Carnivora: Procyonidae). *Lynx*, *n.s.*, **43**: 133–140.

Matyáštík T. & Bičík V., 1999: Distribution and habitat selection of badger (*Meles meles*) in Northern Moravia. *Acta Universitatis Palackianae Olomoucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica*, **37**: 77–88.

Mrštný L., Červený J. & Netvichová M., 2007: Vývoj populace psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) v České republice. P.: 190. In: Bryja J., Zukal J. & Řehák Z. (eds.): *Zoologické dny*, *Brno 2007*. *Sborník abstraktů z konference 8.–9. února 2007*. ÚBO AV ČR, Brno, 224 pp.

O'Connell A. F., Nichols J. D. & Karanth K. U. (eds.), 2011: *Camera Traps in Animal Ecology*: *Methods and Analyses*. Springer Science & Business Media, Tokyo, 271 pp.

Podolski I., Belotti E., Bufka L., Reulen H. & Heurich M., 2013: Seasonal and daily activity patterns of free-living Eurasian lynx *Lynx lynx* in relation to availability of kills. *Wildlife Biology*, **19**: 69–77.

Poledník L., Poledníková K., Beran V., Čamlík G., Zápotočný Š. & Kranz A., 2012: Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2011. *Bulletin Vydra*, **15**: 22–28.

Pospíšková J., Kutal M., Bojda M., Bufková-Daniszová K. & Bufka L., 2013: Nové nálezy *Felis silvestris* v České republice (Carnivora: Felidae). *Lynx*, *n.s.*, **44**: 139–147.

Romportl D., Andreas M., Anděl P., Bláhová A., Bufka L., Gorčicová I., Hlaváč V., Miná riková T. & Strnad M., 2013: Designing migration corridors for large mammals in the Czech Republic. *Journal of Landscape Ecology*, **6**: 47–62.

Rovero F. & Marshall A. R., 2009: Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, **46**(5): 1011–1017.

Rovero F., Tobler M. & Sanderson J., 2010: Chapter 6 – Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. Pp.: 100–128. In: Eymann J., Degreef J., Häuser C., Monje J. C., Samyn Y., Van den Spiegel D. (eds.): *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*. *ABC Taxa*. *Volume 8*. *Part 1*. ABC Taxa, Brussels, 330 pp.

Ryšavá-Nováková M. & Koubek P., 2009: Feeding habits of two sympatric mustelid species, European polecat *Mustela putorius* and stone marten *Martes foina*, in the Czech Republic. *Folia Zoologica*, **58**: 66–75.

Schneider E. & Maar S., 1997: Survey on the situation of the hare (*Lepus europaeus*) population in the "Wettereau" area (FRG). *Gibier Faune Sauvage*, **14**: 534–535.

Sidorovich V. E., 2000: The on-going decline of riparian mustelids (European mink, *Mustela lutreola*, polecat, *Mustela putorius*, and stoat, *Mustela erminea*) in eastern Europe: a review of the results to date and an hypothesis. Pp.: 295–317. In: Griffiths H. I. (ed): *Mustelids in a Modern World*. *Management and Conservation Aspects of Small Carnivore*: *Human Interactions*. Backhuys Publishers, Leiden, 342 pp.

Silver S. C., Ostro L. E. T., Marsh L. K., Maffei L., Noss A. J., Kelly M. J., Wallace R. B., Gómez H. & Ayala G., 2004: The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, **38**: 148–154.

Van Der Wal J., Shoo L. P., Graham C. & Williams S. E., 2009: Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecological Modelling*, **220**: 589–594.

Vaughan T. A., 1986: *Mammalogy*. Saunders College Publishing, Orlando, 576 pp.

Vaughan N., Lucas E. A., Harris S. & White P. C., 2003: Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology*, **40**: 163–175.

Weingarth K., Zeppenfeld T., Heibl C., Heurich M., Bufka L., Daniszová K. & Müller J., 2015: Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation*, **24**: 2935–2952.

Zimmermann F. & Breitenmoser U., 2002: A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura Mountains, Switzerland. Pp.: 653–662. In: Scott J. M., Heglund P. J. & Morrison M. L. (eds.): *Predicting Species Occurrences*: *Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Washington, 868 pp.