

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie



Analýza domovských okrsků siky japonského (*Cervus n. nippon*)

Sika Deer (*Cervus n. nippon*) Home Range Analysis

Disertační práce

Autor: Ing. Stanislav Dvořák

Školitel: prof. Ing. Jaroslav Červený, CSc.

2014

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „*Analýza domovských okrsků siky japonského (Cervus n. nippon)*“ vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele prof. Ing. Jaroslava Červeného, CSc..

Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze, dne 25. 7. 2014

Ing. Stanislav Dvořák

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval prof. Ing. Jaroslavu Červenému, CSc. za odborné i metodické vedení disertační práce, za jeho pomoc a připomínky v průběhu jejího zpracování.

Dále děkuji Ing. Marku Klitschovi z Národního parku České Švýcarsko za pomoc při sběru dat.

Na závěr patří poděkování mé rodině a mým přátelům za trpělivost a podporu.

Tato práce vznikla za podpory grantů „IGA CZU 00000413 2012“; „CIGA CZU 20114306 2011-2013“ a „CIGA CZU 20104301 2010-2012“.

Anotace

Tato disertační práce se zaměřila na výzkum časoprostorového chování, velikosti domovských okrsků a zpracování sezónních rytmů samců siky (*Cervus nippon*) v honitbě Hradiště pomocí telemetrického sledování. Cílem práce byla snaha objasnit některé neznámé aspekty ekologie a etologie tohoto druhu. Sika je introdukovaným druhem, který se v oblasti Doupovských hor na území honitby Hradiště vyskytuje prokazatelně od roku 1969. Sběr telemetrických dat je prováděn souvisle od roku 2009 pomocí GPS obojků. Studijní území zahrnuje širokou mozaiku různých biotopů, které se rozkládají na ploše 35435 ha.

Pomocí získaných údajů se podařilo vyhodnotit velikosti domovských okrsků u samců siky v závislosti na věku a použitých metodách zpracování dat. Domovské okrsky byly poměrně stabilní, u sledovaných jedinců se při měsíčním odstupu překrývaly přibližně ze tří čtvrtin, při tříměsíčním odstupu zhruba z jedné třetiny. Našli se však i jedinci, kteří během sezóny obývali několik naprosto odlišných domovských okrsků. Srovnáním s ostatními publikovanými údaji bylo zjištěno, že domovské okrsky sledovaných jelenů patří mezi vůbec největší známé domovské okrsky samců, jak v jejich původní domovině, tak i na místech, kam byli introdukováni. V průběhu roku je aktivita jelenů dosti variabilní. Minima dosahuje v zimních měsících, naopak zvýšená míra aktivity je patrná na jaře a pak také na podzim v období říje.

Při studiu velikosti domovských okrsků se ukázalo, že poloha a velikost okrsku je v zimních měsících značně ovlivňována příkrmováním zvěře. Toho lze využít v ochraně lesních porostů před poškozením okusem a loupáním, kdy lze vhodným rozložením příkrmovacích míst odvést zvěř mimo nejcitlivější plochy. Poznatky získané z vyhodnocených aktivitových dat lze také společně se znalostí velikosti domovských okrsků využít v mysliveckém managementu k omezení hybridizace s jelenem evropským (*Cervus elaphus*).

Klíčová slova

Sika, telemetrické sledování, GPS obojek, domovské okrsky, populační hustoty.

Abstrakt

This Phd thesis deals with time variable spatial behaviour, home-range size and elaboration of seasonal rhythms of sika deer (*Cervus nippon*) stags in the “Hradiště” hunting ground. The research was based on the use of telemetry equipment. The aim of the study is to at least partly elucidate several ecological aspects of this species. Sika deer is introduced species in the Doupovské Mountains; in the “Hradiště” hunting ground was its presence first proved in the year 1969. Data have been collected continuously since 2009 using GPS collars. Study area covers 35,435 hectares and consists of wide variety of biotopes.

The data collected authorized the computation home-range sizes of sika deer stags in relation to their age with the help of different methods of data processing. Home-ranges were relatively stable; they overlapped in average from approximately 75% within an individual in monthly interval. The overlap in three months interval was then about 33%. However some stags were found in several completely different home-ranges during the season. As discussed with available research papers, it was found out that monitored sika deer stags have the largest home-ranges ever recorded; results from their natural range and also from countries where the species was introduced. Stags’ activity was proved not to be stable within the season. The activity is minimal in the winter whereas increased activity rate is in the spring and also in the autumn – in the rut.

The home-range size study detected significant impact of game feeding in the winter on the location and size of particular home-ranges. This phenomenon can be preferably used in the protection of young forest stands to avoid game damages. The results concerning activity together with the knowledge of home-range size can be used in game management, especially to reduce the risk of hybridization with the red deer (*Cervus elaphus*).

Key words

Sika Deer, Telemetry, GPS collar, home-range, population density

OBSAH

1.	Úvod	7
3.	Literární rešerše	11
3.1.	Metody určení domovských okrsků	11
3.1.1.	CMR metoda	11
3.1.2.	Konvenční radiotelemetrická metoda	12
3.1.3.	Telemetrie s GPS technologií	13
3.1.4.	Zařízení ke sledování označených jedinců	14
3.1.5.	Výrobci telemetrického zařízení	16
3.2.	Charakteristika domovského okrsku a teritoria siky	18
3.2.1.	Teritorium	18
3.2.2.	Domovský okrsek	18
3.2.3.	Potravní využití domovského okrsku sikou	20
3.2.4.	Faktory ovlivňující velikost domovských okrsků	25
3.2.5.	Vertikální migrace	26
3.2.6.	Strategie nemigrujících jedinců	28
3.2.7.	Načasování podzimní migrace	29
3.2.8.	Faktory ovlivňující sezónní migraci	29
3.3.	Porovnání velikosti domovských okrsků	30
3.3.1.	Metody určení velikosti domovských okrsků	33
4.	Metodika	35
4.1.	Oblast výzkumu	35
4.2.	Odchyt a značení siky	36
4.3.	Zpracování dat a statistické analýzy	37
5.	Výsledky	41
5.1.	Jarolímek, J., Masner, J., Ulman, M., Dvořák, S., 2012. Cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods in Doupov Mountains in the Czech Republic. <i>Agris on-line Papers in Economics and Informatics</i> . 4(3) 41 - 48.	45
5.2.	Dvořák, S., Barták, V., Macháček, Z., Matějů, J., 2014. Home range size and spatio – temporal dynamics of male sika deer (<i>Cervus nippon</i> ; Cervidae, Artiodactyla) in an introduced population. <i>Folia Zoologica</i> 63(2) 103 - 115.	54
5.3.	Macháček, Z., Dvořák, S., Ježek, M., Zahradník, D., 2014. Impact of interspecific relations between native red deer (<i>Cervus elaphus</i>) and introduced sika deer (<i>Cervus nippon</i>) on their rutting season in the Doupovské hory Mts. <i>Journal of Forest Science</i> .	68
6.	Diskuze	85

7.	Závěr	90
8.	Seznam tabulek	92
9.	Seznam grafů	94
10.	Seznam obrázků	95
11.	Seznam použité literatury	97

1. Úvod

Předkládaná disertační práce se věnuje introdukovanému druhu z čeledi jelenovitých sikovi (*Cervus nippon*). Řešenou problematikou je analýza velikosti domovských okrsků.

Výzkum byl realizován v oblasti Doupovských hor, kde se sika vyskytuje ve vysokých populačních hustotách sympatricky s jelenem evropským již několik desetiletí. Oblast je dnes ve střední Evropě známá hybridizací siky a jelena evropského (*Cervus elaphus*). Sika zde také působí velmi významné škody na mladých lesních porostech, a to jak jehličnatých, tak listnatých. Modelová oblast leží ve vojenském výcvikovém prostoru Hradiště, která je myslivecky, lesnicky a zemědělsky spravována Vojenskými lesy a statky ČR, s.p. Hlavním typem prostředí jsou smíšené porosty s enklávami luk a druhotného bezlesí, které dnes tvoří křovinné sukcesní porosty. Se záměrem výzkumu byl management VLS ČR, s.p. seznámen a byl vydán souhlas pro provádění výzkumných prací pomocí telemetrického GPS zařízení. Tato studie navazuje na projekt VLS ČR, s.p. se zaměřením na telemetrii siky, který má počátek řešení v roce 2009, a bylo při něm označeno 6 jedinců siky.

Sika (*Cervus nippon*) je původním druhem z východní a jihovýchodní Asie. Do Evropy byl introdukován v průběhu 19. století (Bartoš, 2007). V posledních desetiletích dochází k jeho spontánnímu šíření (Bartoš 2007, Homolka, Heroldová 2003, Schutz et al. 2003). Mezi hlavní problémové interakce s autochtonními druhy je považována potravní konkurence a s ní související škody na zemědělských a lesních kulturách, ale zejména spontánní hybridizace s jelenem evropským (*Cervus elaphus*) (Bartoš, Žirovnický 1981, Gehle, Herzog 1998, Goodman et al. 1999, Nagata et al. 1999). Hybridní jedinci byli zjištěni v obou našich hlavních populacích (západočeské i moravské). Tito jedinci jsou nadále plodní a vykazují znaky obou druhů (Bartoš 2007, Červený 2003). Právě silné ovlivnění autochtonních populací jelena evropského sikou a jejich narušení je důvodem potřeby studia interakcí mezi nepůvodním sikou, původními druhy sudokopytníků (kterým je sika nový konkurent) a prostředím. I přesto, že nebezpečnost narušení populací jelena evropského sikou je známa několik desítek let,

jsou mezidruhové vztahy siky v kontinentální Evropě téměř nezdokumentovány. Publikovaný důkaz založený na příkladech telemetrie sik a ostatních druhů sudokopytníků v Evropě je vzácný (Mann, Putman 1989). Vzhledem k neustále se zvětšujícímu areálu rozšíření v ČR (Anděra, Červený 2009) jsou znalosti o biologii a ekologii našich populací dosud velice nedostatečné. Naše bibliografie sik se zaměřuje zejména na potvrzení hybridizace siky s jelenem evropským (Bartoš, Žirovnický 1981), parazitologii a morfometrií (Homolka, Heroldová 2003, Martin et al. 2007) a na škody na lesních porostech (Kamler et al. 2007), případně na myslivecký chov sik (Husák et al. 1986). Zcela chybí jakékoliv relevantní publikace o biologii, ekologii a mezidruhových interakcích z České republiky. V roce 2009 byla publikována monografie siky (McCullough et al. 2009), kde autoři konstatují nedostatečné znalosti o interakcích mezi sikou s ostatními druhy jelenovitých a prostředím v Evropě.

Kromě mezidruhového křížení siky japonského s jelenem evropským (Bartoš, Žirovnický 1981, Gehle, Herzog 1998, Goodman et al. 1999, Nagata et al. 1995) došlo k potvrzení i dalších negativních interakcí sik a pravděpodobně i jejich kříženců s autochtonní flórou a faunou v různých typech prostředí (Borkowski 2000, Hanaford et al. 2006), případně i k významným vlivům na vegetaci v původním areálu při vysokých populačních hustotách (Igarashi, Takatsuki 2008, Takatsuki 2009). Velikosti domovských okrsků (Home range) se v areálu původního výskytu značně odlišují podle charakteru habitatu (Tsuneaki, Takatsuki 2009). Jsou udávány hodnoty od 0,2 km² (Nagata 2005, Sakuragi et al. 2003) do 1-2 km² (Igota, et al. 2004, Yabe, Koizumi 2003) a dokonce i více jak 10 km² (Jiang et al. 2006). Jak u jiných jelenovitých, tak i u sik, jsou důvodem migrace dostupnost potravy a riziko predace (Sakuragi et al. 2003). U jelenovitých je také známá sezónní změna domovského okrsku (např. letní a zimní) (Fryxell, Sinclair 1988). To bylo potvrzeno i u sik (Igota et al. 2004, Jiang et al. 2006, Takatsuki 2009). Běžné byly migrace mladých jedinců na vzdálenost 10 i více kilometrů (Nagata 1995, Satake et al. 1994.). V Japonsku byly charakterizovány 2 typy behaviorální aktivity. Část populace je stálá - věrná stanovišti, část populace migruje, a to buď sezónně nebo putují během života (Tsuneaki, Takasuki 2009). To koresponduje se zjištěním u ostatních druhů jelenovitých (Fretwell 1972). Důvody migrace nebyly dosud dostatečně vysvětleny. Například Sakuragi (2003) zjistil, že migrující část

populace sik nutně nezíská vyšší kvalitu potravy než rezidentní část populace. Ovšem obecně se ukazuje, že kvalita potravy hraje při migracích důležitější roli než její absolutní množství (Sakuragi et al. 2003). Tradiční migrace jelenů je také určována sociálními interakcemi mezi členy stáda (Van Deelen et al. 1998). V kontinentální Evropě je dosud jen velmi málo informací o migraci siků a jejich behaviorálních aktivitách. Při telemetrickém studiu jelena evropského v Evropě (Georgii 1980, Kamler et al. 2007, Šustr et al. 2006, Zsolt et al. 2006) zjistili velmi podobný model migračního chování jako u sik v Japonsku. Ke studiu pohybové aktivity se nejčastěji používá VHF radiotelemetrie, kterou ovšem v poslední době nahrazuje telemetrie pomocí přístrojů GPS. Kvalita VHF telemetrie je závislá na vzdálenosti pozorovatele a sledovaného zvířete, odrazech radiového signálu, členitosti atp. (Zweiffel-Shielly et al. 2007). Naopak u technologie využívající GPS zařízení se poloha zaznamenává vždy v předem definovaný časový interval a následně lze data stáhnout na dálku, aniž by byl pozorovaný objekt rušen (Šustr et al. 2006). Rychlost expanze siky v kolonizovaných prostředích byla sledována ve Spojeném království (Livingstone 2001, Putman 2000). Rychlost kolonizace nových prostředí souvisí s dostupností vhodných lokalit, zejména mladých a jiných, člověku hůře přístupných porostů. V prostředí vyhovující sikovi dochází k jeho šíření kontinuálně rychlostí 3-5 km za rok. Naopak při ostrůvkovitém rozšíření vhodných habitatů areál sik delší dobu stagnuje, ale poté následuje rychlá skoková expanze (Livingstone 2001, Putman 2000).

Jelen evropský i sika žijí sympatricky ve většině svého evropského areálu (Bartoš 2007, Gehle, Herzog 1998, McCullough et al. 2009). Při studiu potravní kompetice siky s ostatními jelenovitými na Britských ostrovech (Putman 1996) byla zjištěna vysoká korelace v potravě siky a jelena evropského (0,8-0,9), se srnčí zvěří byla nižší (0,52-0,63). Důkladné studie o využívání prostředí sikou a jelenem, případně srncem, nebyly v Evropě publikovány.

2. Cíle práce

Hlavním cílem této doktorské práce bylo zjistit prostorovou aktivitu siky a stanovit strategie, které by mohli mít účinný vliv na omezení škod na lesních porostech, na omezení rozšiřování siky do dalších oblastí, na omezení hybridizace s jelenem evropským a na stanovení vhodného mysliveckého managementu.

Konkrétně byly řešeny tyto úkoly:

- 1) Srovnat prostorovou aktivitu, velikost domovských okrsků, využití prostředí (habitat use) a pohybovou aktivitu siky na základě telemetrického sledování jedinců označených GPS technologií.
- 2) Stanovit potenciální interakce mezi sikou a jelenem evropským a prostředím v oblasti společného výskytu a vzájemných konkurenčních vztahů.
- 3) Navrhnout vhodný management pro populace sledovaných druhů s důrazem na zastavení rozšiřování areálu výskytu siky a s minimalizací možnosti hybridizace s jelenem evropským.

3. Literární rešerše



Obr. č. 1 Sika (foto S. Dvořák)

3.1. Metody určení domovských okrsků

V současné době se v odborném tisku objevuje mnoho nových metod, jež se věnují určení domovských okrsků. Vedle toho se neustále používají i starší metody, které ke svému určení nepotřebují takové množství dat.

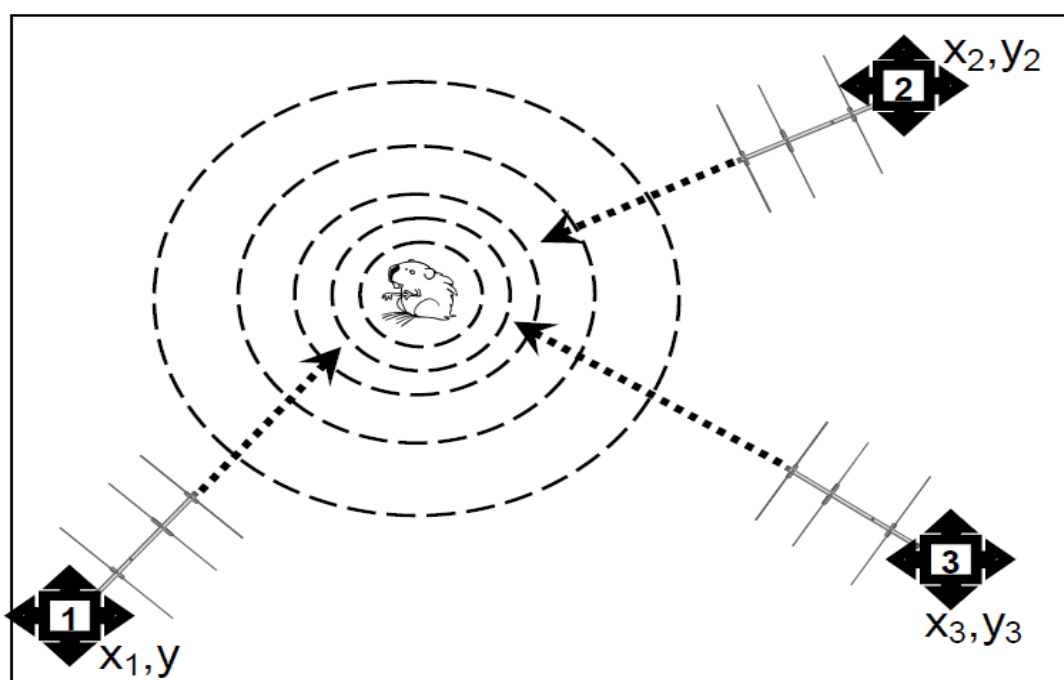
3.1.1. CMR metoda

Odchyťová metoda neboli metoda capture-mark-recapture (CMR) využívá zpětného odchyty značkováného jedince do tzv. živolovných pastí. Používá se hlavně k určování různých populačních parametrů jako je velikost populace, míra přežívání a věková struktura dané populace. Tato metoda se dále dá využít např. k určení velikosti domovského okrsku u jednotlivých jedinců, pro prostorovou distribuci domovských

okrsků a pro jejich využití. Tato metoda je základem pro telemetrické sledování.

Nově odchycení jedinci jsou označeni čipem, který se aplikuje pod kůži na krku kousek za slecha. Pro tento druh sledování jsou velmi vhodné čipy značky Planet ID, které jsou určeny pro psy, kočky, hlodavce, koně, osly atd. (Dvořák 2011, Takatsuki 1980).

3.1.2. Konvenční radiotelemetrická metoda



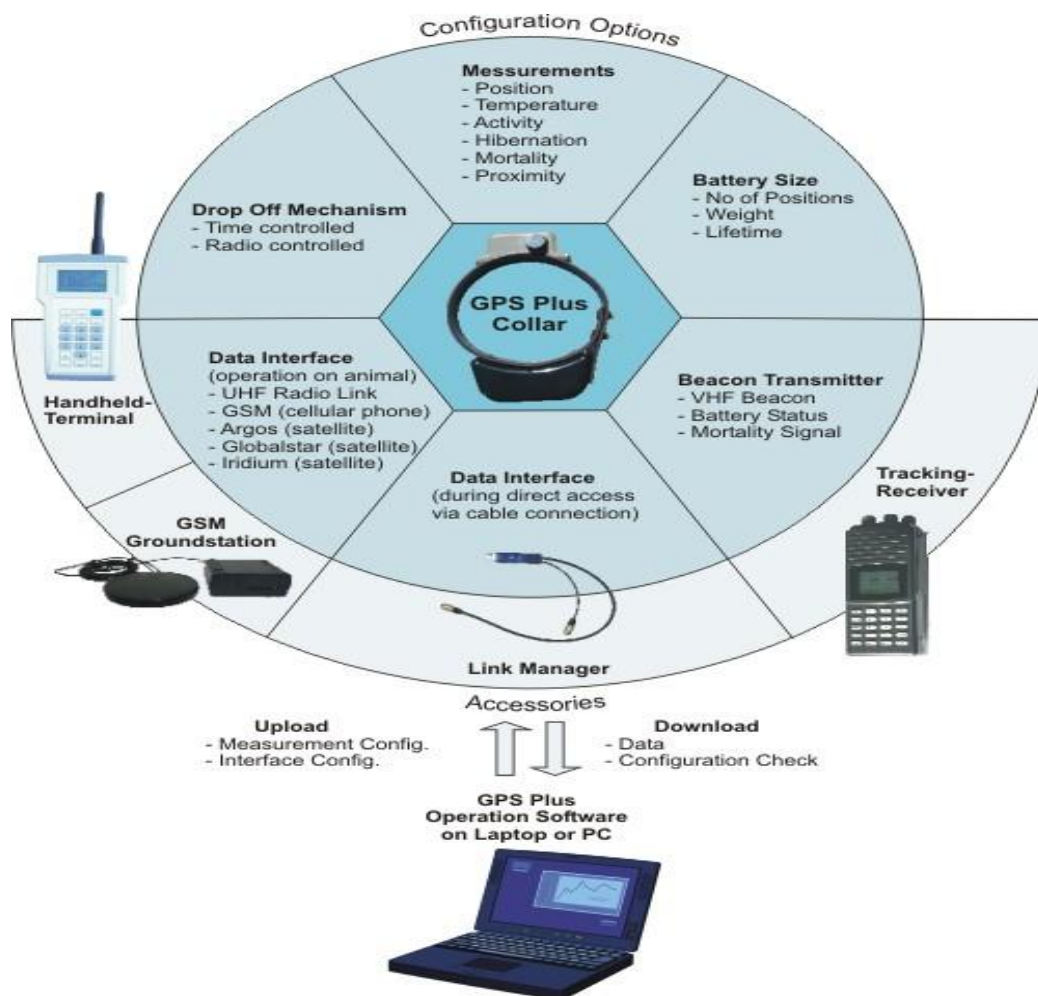
Obr. č. 2 Princip triangulační metody ze 3 stanovišť se známou polohou. Spojením všech tří úhlů získáme fix (lokalizace jedince) (Dvořák 2011).

Odhad místa výskytu zvířete je založen na metodě triangulace, tedy na protínání úhlů ze směrů. Na dvou, nejlépe třech stanovištích, provedeme měření se známou polohou. Pomocí směrové antény a přijímače najdeme směr, odkud jde nejsilnější signál, a buzoulu změříme azimut. Protnutím všech tří směrů získáme lokalizaci jedince tzv. fix, což je aktuální poloha sledovaného objektu v terénu. V případě, že telemetrické měření provádí jen jedna osoba nebo je možné použití jen jedné antény a přijímače, je realizace měření ze všech tří stanovišť ve stejný okamžik neuskutečnitelná. Je proto potřeba je provádět postupně. Při přemísťování měřitele z jednoho stanoviště na druhé dochází k časové prodlevě, v níž sledovaný jedinec také může změnit pozici, a získáme tak

nepřesnou lokalizaci. Při tomto měření je tedy třeba eliminovat časové prodlevy na minimum, aby byly výsledky velikosti domovského okrsku a trasy pohybu co nejpřesnější (De Solla et al. 1999, Takatsuki 1986).

3.1.3. Telemetrie s GPS technologií

Jedná se v podstatě o stejný způsob měření jako v předešlém případě s tím, že obojek je navíc vybaven GPS modulem (Global Position System – globální poziční systém) pro lokalizaci aktuální polohy. Toto zařízení (dle typu) pracuje s přesností od 10 do 15 m. Jednotlivé polohové údaje jsou ukládány do paměti v určitých (předem navolených) časových sekvencích. Časové sekvence jsou nastaveny vzhledem ke kapacitě baterie tak, aby vydržela optimální zvolenou dobu. GPS zařízení je dále vybaveno GSM modulem pro vložení SIM karty, který poté odesílá načtené souřadnice do čtecího zařízení pracujícího na bázi VHF/UHF v požadovaném formátu. Jeho prostřednictvím se mohou data převést na mapový podklad nebo k dalšímu vyhodnocení (Dvořák 2010, Takatsuki 2009, Takatsuki et.al. 2000).



Obr. č. 3 Zařízení a technologie k GPS sledování (Dvořák 2010)

3.1.4. Zařízení ke sledování označených jedinců

V současné době se začíná nejčastěji používat obojek s vysílačkou, která má zabudovaný GPS modul.

Základem vysílače je GPS zařízení, které pracuje s přesností 5 až 10 m. Vysílač je vybaven zařízením pro uložení zaměřených pozic, obojky je možno dovybavit dalšími senzory - pro sledování teploty (k měření dochází každé 2 hodiny), nadmořské výšky, aktivitových dat (k měření dochází každých 5 minut), senzorem mortality k zjištění úhynu zvířete. Tento senzor nás upozorňuje na úhyn zvířete, tzn. signalizuje, jestliže nedojde za 24 hodin k žádnému pohybu.

Obojky s vysílačkami jsou na přání zákazníka nastaveny tak, aby zaměřovaly pozici označeného jedince každé dvě hodiny. Na obojkách můžeme měnit na dálku výchozí nastavení pomocí ručního terminálu, a to až na vzdálenost 5 km. Tímto terminálem se také stahují z obojků data s označením jednotlivých pozic. Tyto údaje je možné stahovat do vzdálenosti 5 km, ale pouze v případě přímé viditelnosti označených jedinců.

Obojky jsou vybaveny VHF vysílačem, který slouží ve spojení s VHF přijímačem (R 1000) k orientačnímu určení polohy označeného jedince. VHF signál je možné při optimálních podmínkách zachytit až na vzdálenost 30 km. Vysílač je z důvodu úspory baterie nastaven na 12-ti hodinový cyklus vysílání (Dvořák 2011, Takatsuki 2009).

Velikost obojků je označovaná podle velikosti baterie a váhy baterie od 1C s váhou 350 g, přes 1D, 2D, 3D, 4D, 5D, 6D, po 7D s váhou 1380 g. Pro výzkum byly vybrány obojky GPS Plus 2006 Collar od firmy Vectronic Aerospace GmbH, a to konkrétně obojky GPS Plus 2006 Collar 2D s váhou 600 g a s možností záznamu průměrného počtu 14 940 zaměřených poloh, 3D s váhou 800 g a možností záznamu průměrného počtu 24 900 zaměřených poloh, dále obojky 4D o váze 830 g, bez automatického rozepnutí obojku, obojky 4D o váze 980 g s automatickým rozepnutím a moduly GSM. U obojků 4D je možno v optimálním případě zaznamenat až 52 500 zaměřených poloh (www.vectronic-aerospace.com).

Spolehlivost obojků je u různých výrobců rozdílná, většina však dostačuje ke studiu sezonní migrace. Jako příklad je možné uvést projekt z Japonska, kde bylo v rozmezí od března 2002 do března 2004 nasazeno 21 GPS obojků na 20 jedinců v oblasti vrchoviny Shiranuka na východě Hokkaida. Z těchto 21 nasazených zařízení bylo udrženo v provozu 17 obojků a bylo z nich získáno 20 278 zaměření. Doba sledování byla 267 +/- 17 dní. Míra úspěšnosti zaměření 62,9 %. Podíl tří dimenzionálních určení polohy (3D) byl průměrně 46,4 %. V rozsahu od 12,8 % do 99 % byly porovnávány hodnoty úspěšného zaměření ze tří období (zima, období migrace a léta). Můžeme konstatovat, že ve většině případů byla míra úspěchu zaměření vyšší v zimě než v létě. Byl zjištěn zásadní vliv hustoty porostu (stromové klenby) na míru úspěšného zaměření GPS obojku. Ačkoliv má telemetrie na bázi GPS své slabé stránky

související se znovuzískáním obojku a sběrem dat, poskytuje tato metoda možnost zaměření velkého objemu lokací. Lze konstatovat, že sběr dat pomocí GPS zařízení je vhodnou metodou pro studium migračního chování sící zvěře (Uno, Kaji 2000).



Obr. č. 4 Zařízení ke stahování dat z obojků (foto S. Dvořák)

3.1.5. Výrobci telemetrického zařízení

Lotek – průkopník v technologiích GPS telemetrických obojků. Tato kanadská společnost přišla první s konceptem GPS modulu montovaným na obojky. Obecně lze říci, že se jedná o nejvýznamnějšího výrobce veškerého vybavení pro telemetrické sledování, obojků, přijmačů a softwaru pro zpracování aktivitových dat a sledování. V roce 2011 přinesla tato společnost na trh obojky s kamerou a mikrofonom snímající v určitých předem nastavených sekvencích aktivitu v okolí zvěře. Další zvláštností je senzor polohy hlavy zvířete. Produkty Loteku fungují i na jiných platformách jako Iridium, Argos nebo Globemaster (www.lotek.com).

Sirtrack – nejvýznamnější výrobce technologií telemetrického sledování z Nového

Zélandu. Na počátku se jednalo o nezávislý subjekt při královském vědeckém institutu, který byl později odkoupen Lotekem. Oba subjekty jsou v podstatě největšími a zároveň nejzkušenějšími producenty technologií telemetrického sledování. Zkušenosti nabyté při sledování zvěře pro NZCRI se nyní podílí na vývoji sledovacích pomůcek pro nejvýznamnější projekty v oblasti sledování zvěře (www.sirtrack.com).

Vectronic – největší evropská společnost zabývající se vývojem a prodejem technologií pro telemetrické sledování zvěře, se dále zabývá satelitními systémy a družicovými technologiemi. Vectronic též vytváří veškeré suplementy nutné pro telemetrické sledování a vyvíjí softwarové aplikace. Produkty této společnosti jsou používány v rámci projektů realizovaných v ČR (www.vectronic-aerospace.com).

Blue sky - britský výrobce telemetrických a GPS technologií. Na trhu má v podstatě nejkratší historii. Technologie jsou srovnatelné s ostatními výrobci. Jako inovaci používá senzor srdeční činnosti (www.bluesky.co.uk).

Followit – skandinávský výrobce telemetrických technologií. Primárně se zabývá vyhledávacími systémy na bázi GPS, obojky pro telemetrické sledování jsou jakousi okrajovou produkcí využívanou zejména lokálními patrioty (www.followit.com).



Obr. č. 5 GPS obojky firmy Lotek (www.lotek.com)

3.2. Charakteristika domovského okrsku a teritoria siky

Rozdíl mezi domovským okrskem a teritoriem je určen především velikostí a druhem zvěře, která se na dané ploše pohybuje.

Domovský okrsek velkých býložravců jako jsou kopytníci, obvykle zahrnuje několik rostlinných společenstev, která jsou preferována v souladu s nároky na potravu a pokrytím jejich požadavků. V jiných oblastech fluktuuje potravní nabídka domovských okrsků v sezonních cyklech, což má vliv na využití domovských okrsků. Například sněh, přesun kopytníků a jiné, mají za následek redukci velikosti domácích okrsků. Můžeme vzít v úvahu i vliv predátorů. (Cederlund a Lindstrom 1983, Festa-Bianchet 1988, Kie 1999, Lima a Dill 1990).

3.2.1. Teritorium

Z hlediska prostorové aktivity a rozšíření zvěře jsou místní přírodní zdroje jedním z určujících faktorů, druhy potom dělíme na teritoriální a neteritoriální. Teritorium je podle dnes všeobecně uznávané definice Jewella (1966): „Oblast obhajovaná jeho držitelem proti ostatním, která může nebo nemusí být součástí tzv. domovského, nicméně je pod kontrolou jejího držitele“. Samci, kterým se nepodařilo pro sebe získat teritorium, se nazývají „neteritoriální“ a obývají podobně jako samice domovský okrsek.

3.2.2. Domovský okrsek

Definici domovského okrsku stanovil též Jewell (1966). Je to „omezená oblast, v jejímž rámci jednotlivá zvěř nebo celé skupiny zvěře žijí.“ Zatímco teritoria se překrývají jen velmi zřídka, domovské okrsky se překrývají často a většinou zasahují do některého nebo některých teritorií.

Z hlediska ekologických definicí pojmů teritoriality a domovského okrsku je třeba zmínit ještě jeden důležitý pojem, jímž je lek. Mezinárodní výraz lek (odvozený

od skandinávského pojmu) nemá pro savce v češtině svůj ekvivalent. Jde o omezené území, ve kterém se soustřeďují samci téhož druhu (Bartoš 2007). U siky vybírají lek samice, stejně tak jako u jelena lesního.

Domovský okrsek je tedy oblast, ve které se jedinec nebo skupina jedinců pohybuje při shánění potravy, páření a výchově mláďat a jejíž hranice se mohou překrývat s hranicemi ostatních domovských okrsků, jak již bylo zmíněno výše. Velikost domovského okrsku se liší podle druhu savce a pohybuje se v intencích od několika metrů čtverečných až po desítky i stovky kilometrů čtverečných. Značně proměnlivá velikost domovského okrsku je i v rámci jednoho druhu. Velikost je výsledkem rozdílné početnosti druhu, která je závislá na úživnosti daného prostředí a na množství úkrytů (Odum 1977). Např. domovský okrsek srny je v olšovém porostu 4,3 ha (produkce sušiny olšového porostu je v létě 112,4 t/100 ha) a v horském opadavém lese 65,3 ha (produkce sušiny horského opadavého lesa je v létě 30 t/100 ha). Domovský okrsek musí být tedy tak velký, aby zajistil jednotlivcům nebo skupinám téhož druhu soběstačnost. Jinak řečeno, je tak malý, jak jen je možné (Vlasák 1986).

Důvody vzniku domovského okrsku či teritoria jsou dle Begona (1997) následující:

- 1) Větší šance uniknout predátorům,
- 2) Dostatek potravy na co nejmenším prostoru,
- 3) Dostatek úkrytů a míst nutných k přežití,
- 4) vyšší reprodukční úspěch.

Domovské okrsky mohou být stálé (permanentní) a sezónní (přechodná), třeba na dobu rozmnožování. Domovský okrsek má určitou strukturu – místa pro odpočinek, úkryty, místa příjmu potravy, u některých savců též místa ukládání trusu, přičemž tato místa jsou spojena ochozy, po kterých se zvíře víceméně pravidelně pohybuje. Domovský okrsek a jeho hranice jsou zvěří obhajovány. Toto se děje několika způsoby:

- 1) Akusticky – troubení jelenů v říji,
- 2) Opticky – oloupáváním kůry ze stromů medvědy,
- 3) Chemicky – pomocí výměšků zvláštních žláz.

3.2.3. Potravní využití domovského okrsku sikou

Potravní nároky siky byly zkoumány na ostrově Kinkanzan, který má výměru 960 ha. Bylo zjištěno, že převládá potrava složená převážně z trav *Zoysia japonica*, *Miscanthus sinensis* – ozdobnice čínská a bambusu *Pleioblastus chino*. Tyto druhy tvoří základ potravy. Poškození lesních porostů se projevovalo hlavně v létě, kdy docházelo k loupání jehličnatých dřevin. Podle dosavadních výzkumů se zdá, že loupání kůry na ostrově Kinkanzan není způsobeno nedostatkem potravy, ale spíše vede k dosažení správné rovnováhy minerálních složek v těle (Dvořák 2010, Takatsuki 1980).

Na ostrově Hokkaido byly zjištěny úplně rozdílné stravovací návyky než na jiných ostrovech. Zvěř v severní části se orientovala na potravu, v jejímž složení dominoval bambus, zvěř z jižní části se orientovala převážně na plody a potravu, v níž dominovaly jehličnaté dřeviny (McCullough et al. 2009).

V Čechách byl prováděn rozbor potravy siky na Bouzovsku a výsledkem je tento přehled (Heroldová 1990):

Listnaté stromy a keře	38, 2 %
Jehličnany	12,00%
Byliny	12, 0 %
Trávy	20, 7 %
Semena	9, 6 %
Kapradiny	3, 3 %
Dřevo a kůra	2, 2%
Houby	0, 5 %
Mechy	0, 3 %
Živočišná potrava	1, 3 %

Dále byl rozbor potravy sičí zvěře prováděn na Manětínsku, kde bylo dosaženo těchto výsledků (Kamler et al. 2007):

Listnaté stromy a keře	4, 2 %
Jehličnany	20, 5 %
Byliny	10, 0 %
Traviny	23, 9 %
Plody a semena	17, 7 %
Obilí	20, 18 %
Borůvka	3, 2 %
maliník, kapradiny, sítina	ojediněle

Studie domovského okrsku siky nejsou příliš časté. Existuje několik studií o sezonní migraci ovlivněné sněhem. Výška sněhové pokrývky limituje dostupnost potravy. Tyto studie však nejsou použitelné v případě ostrova Kinkanzan, protože zde se sníh nevyskytuje. Klima je zde ovlivňováno Pacifickým oceánem (Maruyama 1981, Takatsuki et al. 2000, Uno, Kaji 2000).

Ostatní studie uvádějí potravní rozbory a využití potravy během roku následovně.

Zoysia japonica byla hlavní složkou potravy sičí zvěře na ostrově Kinkanzan ze 70 %, klesala na 14 % během zimního období. Nicméně porovnáním potravních návyků 20 let po Takatsukiho výzkumu provedeného mezi lety 1976 - 1977, kdy *Zoysia japonica* byla také hlavní součástí potravy, ale tvořila 20 až 30 % v letním období a méně než 10 % v období zimy (Takatsuki 1980).

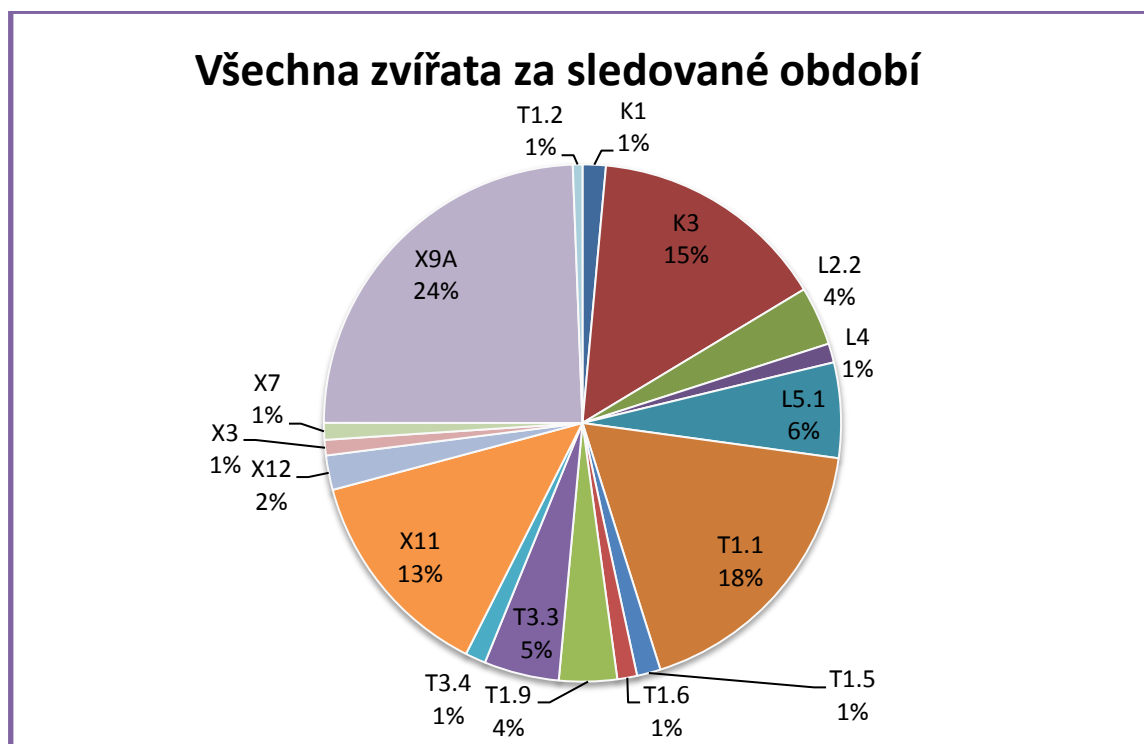
Sičí zvěř při zvýšených stavech způsobuje výrazné škody na lesních dřevinách. Na japonských ostrovech bylo prováděno několik studií, které zkoumaly poškození lesních porostů. Studie z ostrova Kinkanzan shrnuje výzkum takto:

- více než polovina konifer zahrnujících smrk hondo, jedli nikko, jedlovec různolistý a cypřiš hinoki byla sloupána sikou. Větší část obvodů stromů byla poškozena loupáním a v důsledku toho došlo k úhynu poškozených jedinců (Yokoyama et al. 2001).
- 75,9% smrků hondo postižených loupáním uhynulo. Loupáním nebyly postiženy pouze kmeny buku sieboldova (Akashi, Nakashizuka 1999, Ando et al. 2004).

Na ochranu lesních porostů, zvláště smrku hondo, zahájilo Ministerstvo životního prostředí Japonska program na ochranu lesů v roce 1986. Od roku 1991 do 2001 bylo více než 22 tisíc stromů vybaveno prvky individuální ochrany kmene pomocí kovových folií. Zbývající oblasti s výskytem smrku hondo byly permanentně uzavřeny oplocenkami. Rokem 2002 započalo opatření k redukci stavů siky takového charakteru, aby bylo dosaženo hustoty populace 10 kusů/1 km čtvereční do roku 2006 (Ministry of the environment of Japan 2001).

Populace sičí zvěře na východu ostrova Hokkaidó dramaticky vzrostla během 80. let s absolutním vrcholem okolo roku 1995. Později pozvolna klesala v závislosti

na zvýšení loveckého tlaku kvůli neúměrným škodám na lesních porostech a zemědělských kulturách (Kaji et al. 2000, Uno et al. 2006).



Graf č. 1 Výskyt podle biotopů za všechny jeleny a za celé sledované období. Zkratky biotopů viz. tab. 1. (Dvořák 2010).

Výše uvedený graf znázorňuje využití prostředí sikou v honitbě Hradiště v období od 31. 8. 2009 do 1. 3. 2010. Data byla získána ze sledování pěti samců siky. K sestavení grafu byla použita data z 6800 zaměření po vyřídění chybných bodů. K sestavení grafu bylo použito mapování biotopů AOPK z roku 2001 až 2004, které vzniklo v souvislosti s vyhlášením ptačí oblasti Natura 2000 pro oblast Doupovské hory. Každému bodu zaměření byl přiřazen soubor biotopů, v případě výskytu většího množství biotopů na dané lokalitě byl vybírán biotop podle převládajících procent. Přehled biotopů je uveden v následujícím přehledu se stručnou charakteristikou.

Označení	Název	Charakteristika
L2.2	Údolní jasanovo-olšové luhy	Třípatrové až čtyřpatrové porosty tvořené dominantní olší lepkavou nebo jasanem ztepilým a příměsí dalších listnáčů.
L5.1	Květnaté bučiny	Listnaté lesy s převládajícím bukem a někdy s příměsí dalších listnáčů.
L6.1	Perialpidské bazifilní teplomilné doubravy	Světlé lesy s šípákem, na méně suchých půdách nebo v makroklimaticky vlhčích oblastech také s dubem zimním. Bohatě vyvinuté keřové patro.
L7.1	Suché acidofilní doubravy	Světlé doubravy s dominancí dubu zimního nebo letního, se slabší příměsí břízy bělokoré a borovice lesní.
L5.4	Acidofilní bučiny	Listnaté nebo smíšené lesy s převládajícím bukem lesním a příměsí dalších listnáčů nebo jehličnanů. Keřové patro většinou chybí nebo má malou pokrývnost.
L1.1	Mokřadní olšiny	Světlé porosty olše lepkavé, místy se slabou příměsí břízy pýřité. V keřovém patře se vyskytují jeřáb ptačí, střemcha obecná, maliník obecný a krušina olšová.
L4	Suťové lesy	Stromové patro je druhově bohatší než u jiných typů mezofilních listnatých lesů. Převládají v něm suťové dřeviny - javor mleč, javor klen, jasan ztepilý, lípa srdčitá, lípa velkolistá, habr obecný a buk lesní.
K3	Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny	Husté, často trnité křoviny, vysoké kolem 2 -5 m, druhově bohaté, často velkoplošné nebo liniové. Vesměs mají více dominantních druhů.
K1	Mokřadní vrbiny	Světlé keřové nebo stromové vrbiny s dominancí vrb, ostružiníků, častým výskytem krušiny a s příměsí střemchy obecné. Vyznačují se neostrou hranicí mezi keřovým a stromovým patrem.
X9 A	Lesní kultury s nepůvodními jehličnatými dřevinami	Lesní kultury s vysazenými dřevinami, které nebyly součástí přirozených lesů, případně v nich měly jen menší podíl - smrk ztepilý, borovice lesní, modřín opadavý.
X12	Nálety pionýrských dřevin	Spontánní nálety pionýrských stromových dřevin na nelesních plochách mimo sídla. Nejčastěji jde o menší lesíky vzniklé na původně nelesní půdě nebo polní remízky.
X1	Urbanizovaná území	Zastavěné části měst a vesnic nebo průmyslových a zemědělských objektů, včetně ruderální bylinné a dřevinné vegetace, parků, stromořadí, menších lesíků a křovin na volných plochách mezi zástavbou.
X2	Intenzivně obhospodařovaná pole	Kultury obilovin a okopanin, zpravidla v rozsáhlých lánech nebo i menších polích.
X10	Paseky s podrostem původního lesa	Paseky a holiny, jejichž vegetace druhovým složením odpovídá bylinnému patru původního lesa.
X5	Intenzivně obhospodařované louky	Druhově chudé, silně hnojené, několikrát do roka sečené nebo přeorávané louky a výsevy travních směsek.
X7	Ruderální bylinná vegetace mimo sídla	Porosty ruderálních a synantropních bylin, jednoletých i vytrvalých, často s dominancí invazních druhů.
X11	Paseky s nitrofilní vegetací	Paseky a holiny s charakteristickou pasekovou vegetací, ve které jsou zastoupeny světlomilné a na živiny náročné byliny, u starších pasek křoviny nebo pionýrské náletové dřeviny.
X3	Extenzivně obhospodařovaná pole	Kultury obilovin a okopanin na extenzivně obhospodařovaných polích.
T1.1	Mezofilní ovsíkové louky	Louky nížin a pahorkatin s dominantním ovsíkem vyvýšeným nebo podhorské louky, ve kterých převažují mezofilní trávy nižšího vzrůstu.
T1.6	Vlhká tužebníková lada	Zapojené porosty širokolistých bylin vyššího vzrůstu.

T1.10	Vegetace vlhkých narušených půd	Středně vysoké travinobylinné porosty s dominujícími sítinami, ostřicemi a doprovodnými bylinami vlhkých půd.
T1.3	Poháňkové pastviny	Krátkostébelné pastviny, narušované trávníky a louky kosené vícekrát do roka.
T3.3	Úzkolisté suché trávníky	Více nebo méně zapojené nízké trávníky s dominancí trstnatých travin kostřavy valiské, ostřice nízké, kavylu vláskovitého.
T2.3	Podhorské a horské smilkové trávníky	Vegetace tvořená smilkou tuhou a dalšími druhy trav, doprovázenými mnoha bylinami.
T1.5	Vlhké pcháčové louky	Vlhké až mokré louky s dominantními travinami.
T1.2	Horské trojštětové louky	Středně vysoké louky s dominantními travami.
T1.9	Střídavě vlhké, bezkolencové louky	Středně vysoké, zapojené luční porosty s převládajícím bezkolencem rákosovitým a hojným zastoupením dalších travin.
T6.1	Acidofilní vegetace efemer a sukulentů	Vyskytují se zde v různé míře druhy kyselých trávníků.
T4.2	Mezofilní bylinné lemy	Lemy na okrajích mezofilních lesů, zpravidla dubohabřin, méně často také bučin a vegetace skalnatých světlin v suťových lesích.
T3.4	Širokolisté suché trávníky	Zapojené až mezernaté trávníky s dominancí válečky prapořité, případně sveřepu vzpřímeného, v nižší vrstvě zpravidla s výrazným zastoupením kostřavy žlábkaté.
R1.4	Lesní prameniště bez tvorby pěnvců	Prameniště řídké zapojenou bylinnou nebo mechovo bylinnou vegetací, v některých případech téměř bez vegetace.
R2.2	Nevápnitá mechová slatiniště	Plochá nebo čokovitě vyklenutá ostřicovo-mechová rašeliniště s bohatě vyvinutým mechovým patrem a různě zapojeným bylinným patrem.
M1.1	Rákosiny eutrofních stojatých vod	Strukturně jednoduchá, obvykle jedno-až dvouvrstevná vegetace s převahou bahenních travin.
S1.5	Křoviny skal a drolin s rybízem alpským	Křoviny budované hustými vysokými keři, zejména rybízem alpským. Jsou různě rozsáhlé, od rozvolněných skupinek keřů až po velké porosty na plochách tisícovek m ² .

Tabulka č. 1 Katalog biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001)



Graf č. 2 Využití porostní půdy označenými jedinci za období 2009 - 2011. Barevně jsou rozlišeny věkové třídy. (Dvořák 2011).

Na uvedeném grafu jde vidět využití porostní půdy za období od 31. 8. 2009 do roku 2011 u pěti sledovaných samců. Graf vznikl vyhodnocením 7000 zaměření po vytřídění dat. Ke každému bodu zaměření byla přiřazena porostní skupina s věkem. V grafu jsou barevně označeny věkové třídy, kdy bílé jsou označeny holiny s věkem 0 let, žlutě kultury s věkem 10 – 20 let, červeně tyčkoviny 21 – 40 let, atd.. V grafu je patrné, že samci siky nejvíce preferují kultury do 20-ti let jsou zde zastoupeny 37 %, ostatní věkové třídy jsou zastoupeny téměř rovnoměrně.

3.2.4. Faktory ovlivňující velikost domovských okrsků

Většina druhů velkých savců provádí pohyb, který může být kategorizován jako lokální přesun, migrace, disperze nebo jako potulka (McCullough 1985).

Mnoho zvířecích druhů jako hmyz, ryby, ptáci a savci podnikají pravidelné přesuny, které jsou označovány jako migrace (Baker 1978).

Místní přesuny jsou ty, které jsou řízené denními cestami za potravou, vodou nebo mezi jednotlivými úkryty nebo sezonními výkyvy jako změna zdrojů. Migrace je regulární přesun jedinců mezi prostředím (White, Garrot 1990).

Sičí zvěř žijící na severu Japonska sezónně migruje. Oproti tomu zvěř na ostrově Kinkanzan nemění své domovské okrsky sezónně, ale v důsledku absence výskytu predátorů a nepříznivých podmínek jako je sníh. Je prokázáno, že domovský okrsek je pozitivně úměrný k velikosti těla (McNab 1963).

Jelení zvěř vzácně mění svůj letní domovský okrsek bez ohledu na migrační typ. Vysoká věrnost svému areálu letního domovského okrsku byla zaznamenána u mnoha populací jelenovitých (Brown 1992, Schoen, Kirchhoff 1985, Smith, Robbins 1994, Tierson, et al. 1985, Uno, Kaji 2000).

Laně kladou potomky a pečují o ně v letních domovských okrscích z důvodu známého prostředí (Adams 1982).

Sičí zvěř prokazuje vysokou věrnost areálu obou typů domovských okrsků a pravidelným migračním trasám (Sakuragi et al. 2004). Migrační návyky jsou přenášeny z laní na kolouchy prostřednictvím učení (návyku) (Adams 1982, Nelson 1998). Načasování přesunů ze zimních stávaní korespondují časově s táním sněhu (Igota et al. 2004).

3.2.5. Vertikální migrace

Výzkum velikosti domovských okrsků byl prováděn na ostrově Hokkaidó ve východní části. Rozloha ostrova je 78 037 km². Ostrov je značně lesnatý, plocha lesů zabírá 61% a povrch ostrova je značně výškově diferencovaný. Průměrné roční teploty 7-10° C, srážky 820-1470 mm, průměrná délka sněhové pokrývky trvá 50-150 dní. Vzestupní migranti a sestupní migranti migrují ze zimních domovských okrsků v rozmezí března. Návrat do zimních domovských okrsků se koná od října do ledna. Letní domovské okrsky vzestupných i sestupných migrantů jsou široce rozprostřeny na území o celkové

ploše asi 5734 km², zatímco zimní domovské okrsky jsou koncentrovány na území o velikosti 821 km². Směr migrace všech vzestupných migrantů (90 %) byl orientován východním směrem, a většina sestupných migrantů (86 %) migrovala severním směrem. Migrační vzdálenost všech migrantů byla průměrně 35,1 +- 3,6 km, což znamená, že velikost domovských sezónních okrsků kolísala v rozmezí od 66 do 125 ha v létě a od 74 do 197 ha v zimě (Igota et al. 2004).

Opačná vertikální migrace projevující se u vzestupných migrantů nebyla nikdy před tím pozorována u sičí zvěře nebo jiných jelenovitých. Předchozí studie výběru prostředí založeného na populační krajině (sdílené všemi třemi migračními typy) odhalila, že výběr zimního prostředí může být determinován pomocí výšky sněhové pokrývky a pokrytím jehličnatými dřevinami (Sakuragi et al. 2003).

Migrující jeleni zvláště vzestupní migranti se opakovaně přesunují na dlouhé vzdálenosti mezi sezónními domovskými okrsky, i když využívají relativně omezené oblasti během léta a zimy. Letní domovské okrsky všech jedinců byly široce roztroušené po východním Hokkaidu. Jedinci z odlišných zimních tlup sousedících s ostatními migranty se také přesunovali na velké vzdálenosti hlavně mezi jezerem Akan do oblasti letního domovského okrsku roztroušeného v prefektuře Abashiri. Rozsah sezonní migrace sičí zvěře z východního Hokkaida byl tedy značný v porovnání s jinými migrujícími populacemi siky na pevnině (Honšú) (Honma 1995, Maruyama 1981, Miura 1974, Takatsuki et al. 2000, Yabe, Takatsuki 2009).

V případě vzestupných migrantů hrají jehličnany důležitou roli v průběhu sezonní migrace. Vždy zelené jehličnaté lesy jsou významné v prostředí zimovišť z důvodu nízké sněhové pokrývky pod porostem (Bloom 1978, Sakuragi et al. 2003, Wallmo, Schoen 1980).

Zimní domovské okrsky všech sestupných migrantů zahrnují více než 28 % jehličnatého porostu, jež mohou poskytnout náležitou ochranu pro zvěř v momentech hustého sněžení a sněhových bouří. Vegetace neposkytuje pouze úkryt před sněhem, dobré

životní podmínky a ochranu před studenými teplotami, ale také úkryt před predátory a lovci (Hamilton et al. 1980, Nelson, Mech 1981, Takatsuki 1986).

Migrace do vyšších nadmořských výšek v létě, kde vegetační doba začíná později, prodlužuje přístup k vysoko proteinové potravě s nízkým obsahem vlákniny (Albon, Langvatn 1992).

Vrchovina Shiranuka je považována za oblast přezimování, kde zvěř přežívá i v letech nejvyšších sněhových pokrývek v 30 leté periodě (Kaneko et al. 1998).

Sičí zvěř přežívající v těchto útočištích se vyvinula během procesu jejího rozšiřování do tří migračních typů (vzestupní, sestupní a nemigrující jedinci) (Kaji et al. 2000, Sakuragi et al. 2003a). Když se nemigrující jedinci adaptovali na strategii přezimování v zimovištích středních poloh, nebyli nuceni podstoupit risk migrace ovšem za cenu dostupnosti potravy nižší kvality (Sakuragi et al. 2003b).

3.2.6. Strategie nemigrujících jedinců

Nemigrující zvěř přezimovala v zimovištích středních poloh s nízkou sněhovou pokrývkou s dostatečným pokrytím jehličnatými dřevinami a dostatkem porostů bambusové trávy. Nemigrující jedinci se mohou adaptovat na strategie rezidentů, jestliže není migrace nezbytná, stráví letní sezonu na území, kde je rovněž možné přezimování. Strategie nemigrující zvěře v jednotlivých populacích existuje stejně dlouho jako u migračních populací a je zaznamenána u většiny druhů jelenovitých (Ball et al. 2001, Kufeld et al. 1989, Larson et al. 1978, Nicholson et al. 1997).

Populace nemigrujících jedinců jsou po celý rok ve svých domovských okrscích, přičemž tyto domovské okrsky jsou vzdálené od kultur polních plodin a dopravních tepen s velkým provozem. Protože všechny migrační typy používají stejné zimoviště, velký pohyb zvěře má za následek zhoršení kvality přirozeného prostředí. Toto poukazuje na to, že lokalita zimoviště může být relativně chudá vlivem vyššího tlaku zvěře při vysokých populačních hustotách na zimovišti v zimě (Sabine et al. 2002).

3.2.7. Načasování podzimní migrace

Několik studií prokazuje, že výška sněhové pokrývky je pro podzimní migraci jelenovitých zásadněji než pokles teploty (Smith, Robbins 1994, Tierson et al. 1985).

Např. jelenec běloocasý v Severní Americe zahájí migraci z letního domovského okrsku ve chvíli, kdy výška sněhové pokrývky dosáhne 38 cm (Tierson et al. 1985).

U siky na ostrově Kinkanzan bylo prokázáno, že většina sičí zvěře opustila na ostrově Kinkanzan své letní domovské okrsky ještě před prvním sněžením, respektive před první sněhovou pokrývkou (Igota et al. 2004).

Sněhová pokrývka je v procesu podzimní migrace pravděpodobně spouštěcím faktorem. Se zvyšujícím se množstvím sněhu se snižuje dostupnost potravy a energetický náklad na shánění potravy a pohyb vzrůstá (Parker et al. 1984).

3.2.8. Faktory ovlivňující sezónní migraci

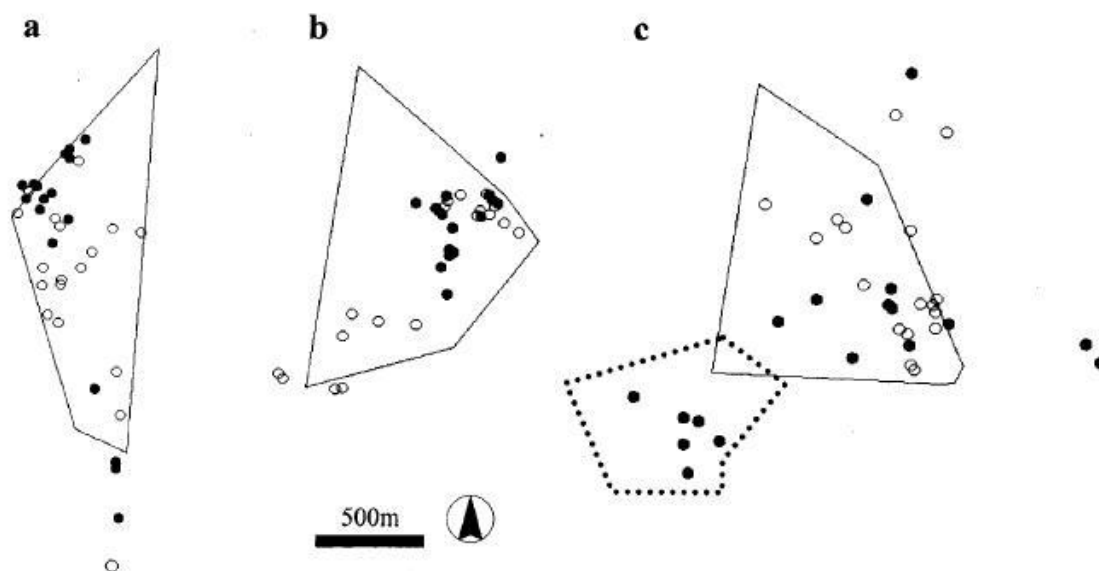
Důležitými faktory, které ovlivňují sezónní migraci je dostupnost potravy, teplota, výška sněhové pokrývky, směrové orientace stanovišť a dřevinná skladba na stanovištích.

Důležitým faktorem sezonní migrace populace na ostrově Hokkaidó je bambusová tráva. Energetická hodnota bambusové trávy stejně jako sněhová pokrývka jsou důležitými variabilními limity rozprostření populace sičí zvěře na ostrově Hokkaidó (Kaji et al. 2000). Bambusová tráva zvláště *Z. japonica*, jež leží pod sněhovou pokrývkou, je důležitý zimní dietní komponent sičí zvěře na východě Hokkaida (Yokoyama et al. 2000). Limitovaná dostupnost bambusové trávy může mít silný vliv na sezonní přesuny sičí zvěře. Sičí zvěř v Tanzawských horách soustředěná ve vyšší nadmořské výšce v pozdním podzimu pouze sestoupí níže v zimním období po redukcii bambusové biomasy, protože bambusová tráva dochází pouze ve vysokých horách právě kvůli velké populační hustotě (Borkowski, Furubayashi 1998).

Zimní teploty nemusí být vždy rozhodujícím faktorem ovlivňující sezónní migraci populace. Migrace do teplejších oblastí má za následek redukci energetického výdeje (Silver et al. 1971). Věrnost areálu zimnímu domovskému okrsku byla silná, ale relativně méně než k domovskému okrsku letnímu, což potvrdila předchozí studie (Brown 1992, Schoen, Kirchhoff 1985, Tierson, et al. 1985, Uno, Kaji 2000).

3.3. Porovnání velikosti domovských okrsků

V roce 2000 bylo na ostrově Hokkaidó označeno 9 laní siky. Všechny laně byly vybaveny obojky pro radiotelemetrické sledování. Byly označeny pouze laně, jelikož se předpokládalo, že jsou věrnější svým domovským okrskům než jeleni. Data byla získávána klasickou triangulací 1x za týden v době od 8 do 18 hodin v době, kdy se laně zdržovaly ve svých domovských okrscích. Velikost domovských okrsků byla určena metodou Minimum convex polygon (Sakuragi et al. 2004).



Obr. č. 6 Domovský okrsek zobrazený metodou MCP. Determinace denních a nočních stávaníšť (Sakuragi et al. 2004).

Mezi roky 1997 a 2000 bylo imobilizováno 60 laní na ostrově Hokkaido. Byla zjišťována jejich tělesná hmotnost, odebrány krevní vzorky a zvěř byla opatřena obojky

pro radiotelemetrické sledování, stejně tak ušními známkami (Hamasaki 1998). Telemetrické obojky byly nastaveny na optimální výkon tak, aby baterie vydržela tři roky v provozu. Obojky byly dále vybaveny pohybovým senzorem a senzorem mortality. Poloha byla určována pozemní triangulací nebo vizuálním pozorováním (Igota et al. 2004). Měření byla prováděna každých 7 dní. Jestliže nebyla zvěř zaměřena pozemním sledováním, bylo přikročeno k zaměřování pomocí letadel. Byla kalkulována geografická centra aktivity jako průměr UTM lokací jednotlivých jelenů v jejich sezonních domovských okrscích. Charakteristika sezonních domovských okrsků (nadmořská výška, výše sněhové pokrývky, množství bambusové trávy, pokrytí jehličnatými stromy, zimní teploty, výskyt na jižních svazích) v individuálních úrovních krajiny byla kalkulována pro každé centrum aktivity (Národní agentura pro krajinu 1992).

Od března 1997 do května 2002 bylo shromážděno 7 765 poloh (Igota, et al. 2004). Na každého jedince připadá 714 \pm 67 monitorování. 10 (18 % z 57) označených jedinců bylo vyhodnoceno jako vzestupní migranti, kteří preferovali letní domovský okrsek níže než zimní domovský okrsek nebo ve stejné výšce. 29 jedinců (51 %) byli sestupní migranti, jejichž domovský okrsek byl výše než zimní domovský okrsek. 12 (21 %) jedinců bylo vyhodnoceno jako nemigrující – jejich zimní a letní domovský okrsek se překrýval. Zbývajících 6 jedinců (11 %) uhynulo nebo data nebyla dostupná z důvodu poruchy vysílacího zařízení (Igota, Sakuragi, Uno 2004).

V další studii pouze jedna dvouletá laň změnila svůj letní domovský okrsek za jiný ve vzdálenosti 36,5 km od původního. Tento domovský okrsek poté používala po dvě sezony (Brown 1992, Schoen, Kirchhoff 1985, Tierson et al. 1985, Uno, Kaji 2000).

Hustota populace siky v Ohdaigahara byla zjišťována pomocí blokové počítačové metody (11 x od roku 1982 do 1997). Densita vzrostla z hodnoty 20 jelenů/km² v roce 1982 (Fukushima 1984) a na 40 jelenů/km² v roce 1993 (Koizumi et al. 1994).

Průměrná hustota sící zvěře v Ohdaigahara na jaře 1977 byla 28 kusů/km². Populace byla pravděpodobně stabilizována (Maeji et al. 1999).

Domovský okrsek laní na ostrově Nakanosima v oblasti Hokkaidó dosahuje velikosti od 48 do 60 ha (Takahashi 1998). Narkotizovány byly čtyři dospělé sičí laně z komunity *Z. japonica*, které byly opatřeny radiovými obojkami ATS o váze 230g s vysílačem 144 mega Herz. Tyto laně patřily mezi nemigrující jedince žijící v souvislém porostu bambusových travin. Byly vybrány samice, jež zasahují méně do průběhu říje. Věk byl odhadnut na základě opotřebenění řezáků (Ohtaishi 1980, Takatsuki 1998).

Dospělé laně na poloostrově Boso v prefektuře Chiba v Japonsku mají domovské okrsky o rozloze od 46 do 246 ha (Shigematsu et al. 1994).

Jedinou výjimkou jsou laně na ostrově Nozaki v prefektuře Nagasaki, jejichž domovský okrsek byl pouze o rozloze 5 až 11 ha (Endo, Doi 1996).

Veškeré domovské okrsky jsou vyjádřeny pomocí metody Minimum Convex Polygon (Mohr 1947).

Pomocí radiotelemetrie bylo též sledování prováděno na ostrově Nozaki. V roce 1991 bylo odchyceno 6 laní, které byly vybaveny rádiovými vysílači o váze 50 g (Endo 1992). Nozaki je ostrov o velikosti 740 ha. Většina ostrova je pokryta stálezelenými listnatými lesy (Endo 1992). Průměrná velikost domovského okrsku má rozmezí od 3,0 ha do 3,6 ha a nebyly zde sledovány žádné významné rozdíly během ročních období (Endo 1992).

Další sledování proběhlo na ostrovech Honšú a Kjúšú, kde sika ukázal velké sezónní výkyvy v pohybu ve vztahu k nadmořské výšce. Domovské okrsky zde měly velikost okolo 100 ha a velikost okrsků byla větší u jelenů než u laní (McCullough et al. 2009).

V Irsku u jedinců sledovaných pomocí radiotelemetrie vyšla velikost domovských okrsků takto: smíšený les s loukami 18 – 22 ha, dospělá zvěř 45 – 55 ha a u mladé zvěře dokonce 60 – 70 ha.

U jedinců siky sledovaných v severním Skotsku byly velikosti domovských okrsků podobné jako v Irsku. Ve východním Skotsku, kde v březových lesích s janovcovým a

kapradinovým podrostem byla velikost domovských okrsků zjišťovaná pomocí radiotelemetrického zaměřování, byla stanovena pro jeleny na 60 ha a u laní na 30 – 40 ha (Putman 2000).

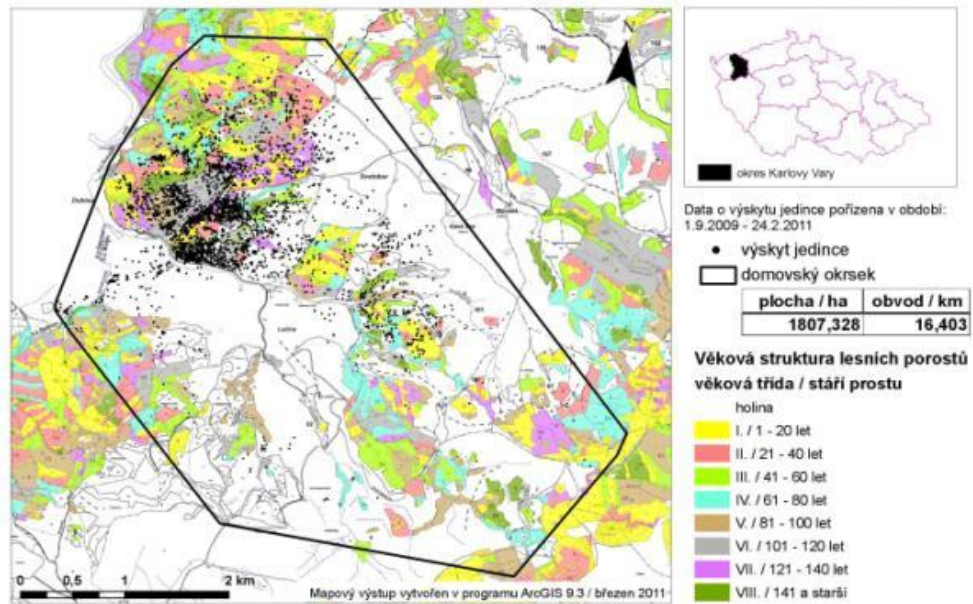
Další radiotelemetrické měření bylo prováděno v hrabství Sutherland ve Skotsku, kde se domovské okrsky u obou pohlaví rozšířily až na 100 ha. Hlavním důvodem bylo to, že u zvěře se uplatňovaly extrémní zvyky, kdy zvěř byla přes den zalehlá v hustém jehličnatém lese s podrostem borovice a za potravou v noci překonávala dlouhé vzdálenosti, aby se napásla (Putman 2000).

3.3.1. Metody určení velikosti domovských okrsků

Při použití metody MCP se u jednotlivých monitorovaných jedinců propojují směrovými polygony nejvzdálenější zaměřené body do uzavřeného obrazce. Ze zaměřených bodů se musejí odstranit hodnoty nepřesně zaměřené, které rozpoznáme podle indexu DOP. Pokud tak neučiníme, jsou hodnoty MCP značně zkreslené. Plocha obrazce pak udává hodnotu velikosti domovského okrsku zaměřenou podle nejvzdálenějších bodů výskytu (Dvořák 2011, Endo et al. 1996, Takatsuki 1992).

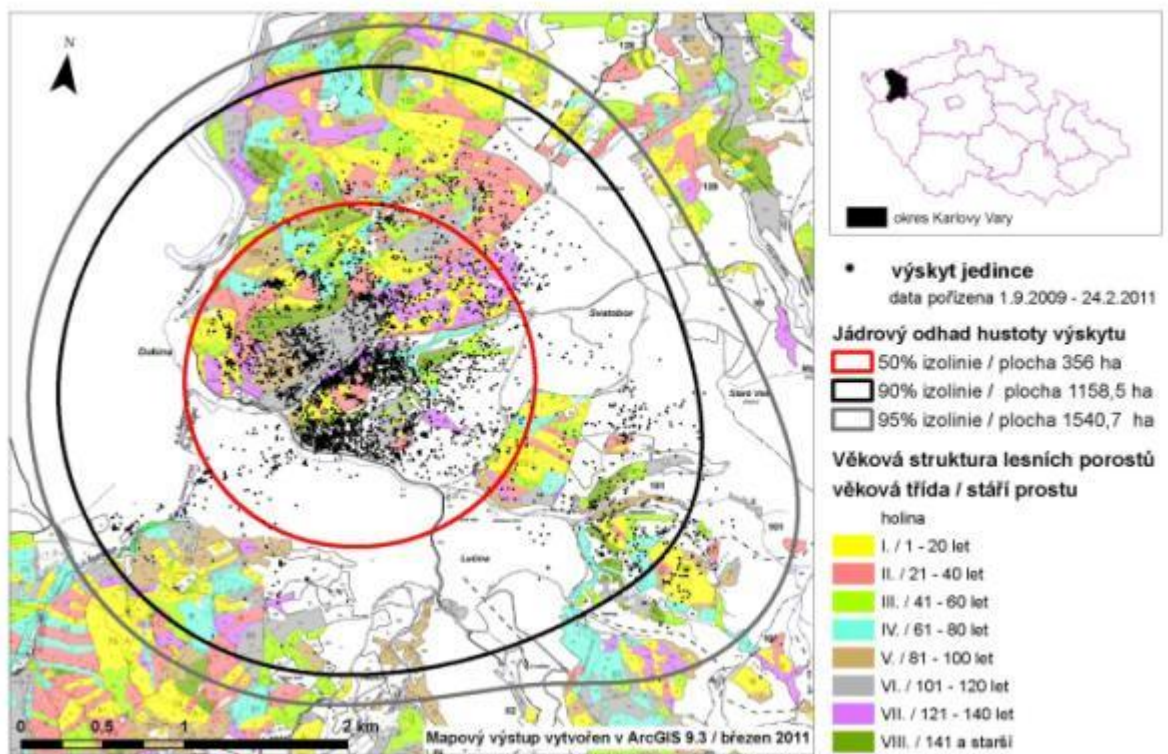
Zpracování zaměřených bodů pomocí metody Kernel extenzí Home Range Tools vychází ze vytyčení co nejmenší plochy, která obsahuje dané procento (50 %, 90 %, 95 %) bodů výskytu. Při zpracování je důležité odstranit čísla jednotlivých družic ze souboru zaměření a následně zapsat do souboru nuly! V případě, že tak neučiníme, program nedokáže domovský okrsek (Home Range) spočítat a vyhodnotit. Při vyhodnocování dat pomocí tohoto programu je opět důležité použít souřadnice, v kterých jsou odstraněna chybná zaměření (Dvořák 2011).

Domovský okrsek siky japonského (Cervus nippon) - jedinec č. 7805 / okres Karlovy Vary



Obr. č. 7 Domovský okrsek metodou MCP (Dvořák 2011)

Jádrový odhad hustoty výskytu siky japonského (Cervus nippon) - jedinec č. 7805 / okres Karlovy Vary



Obr. č. 8 Domovský okrsek metodou KHR (Dvořák 2011)

4. Metodika

4.1. Oblast výzkumu

Výzkum byl prováděn v severozápadní části České republiky - v Doupovských horách (50° 16' s.š., 13° 7' v. d. Doupovské hory jsou sopečného původu s rozlohou 600 km² a nadmořskou výškou 350 až 934 m. n. m. Oblast se skládá ze dvou částí, které se liší v různých aspektech. Centrální část (cca 330 km²) představuje vojenský výcvikový prostor bez osídlení. Tato oblast se skládá téměř výhradně z listnatých a smíšených lesů, křovinných biotopů s loukami mnoha typů. Tato část pokrývá přibližně jednu polovinu území. Druhá oblast je přístupná veřejnosti a tvoří ji venkovská krajina s podílem lesů, luk, polí a většinou malých obcí.

Klimatické podmínky studované oblasti lze charakterizovat jako mírné až chladné, v lednu a v červenci se průměrné teploty mění s nadmořskou výškou od -4 do -2 ° C a 15 až 19 ° C, roční srážky se pohybují od 650 do 1000 mm a délka sněhové pokrývky je mezi 40-120 dny (Quitt1971).

Výskyt siky v Doupovských horách byl poprvé zaznamenán v polovině roku 1960. První jedinci migrovali do této lokality z Manětínska (západní Čechy), kde se sika objevil ve volné přírodě na konci druhé světové války (Bartoš 2007). V prvních desetiletích byla místní populace siky nízká, ale postupně se zvyšuje až do roku 1990, kdy počet ročně ulovených jedinců v centrální části (tj. vojenský újezd) překročil dvě stě kusů. Po tomto datu se počty siky prudce zvyšují, v současné době je velikost populace na území, kde hospodaří Vojenské lesy a statky ČR, s. p., odhadována na 4 000-6 000 ks, tj. od 12 do 18 ks/km², (v honitbě, na které hospodaří VLS ČR, s. p. bylo v roce 2012 uloveno 1500 ks tj. 25 - 37,5 % z odhadovaného množství populace; nepublikované údaje Vojenských lesů a statků). Odhady počtu síčí populace jsou založeny na podrobném sčítání zvěře v určených oblastech cca 100 ha plochy a extrapolací dat do celého vojenského prostoru. K odhadovaným počtům siky se zařazují i kusy z přezimovacích obůrek. Do sčítání (na základě ústního sdělení managementu VLS, Karlovy Vary) byly také zahrnuty počty ulovených jedinců. Data pro část

Doupovských hor mimo honitbu Hradiště nejsou k dispozici, protože honitby jsou rozptýleny mezi více držitelů. Na základě sdělení vlastníků honiteb sousedících s honitbou Hradiště jsou počty ulovených jedinců v těchto honitbách nižší než v honitbě Hradiště. V Doupovských horách se sika sympatricky vyskytuje s ostatní spárkatou zvěří, srncem obecným (*Capreolus capreolus*), jelenem evropským (*Cervus elaphus*), prasetem divokým (*Sus scrofa*), částečně také s daňkem evropským (*Dama dama*) a muflony (*Ovis musimon*). Přirození predátoři nejsou přítomni, ale poměrně intenzivní odlov se provádí od 1. srpna do 15. ledna. Během zimního období, zejména od konce listopadu do konce února, je zvěř přikrmována různými doplňky potravy, obvykle je to seno, siláž, kukuřice a cukrová řepa. Krmná místa jsou trvalá a jsou rovnoměrně rozložena po celém území honitby s přibližným rozmístěním každých 200 ha (nepublikované údaje Vojenských lesů a statků). Mimo honitbu Hradiště je rozmístění krmných míst dokonce i vyšší (vlastní nepublikované odhady).

4.2. Odchyt a značení siky

Celkem bylo v letech 2009 až 2014 označeno třináct samců siky (tab. 2) ve věku 2 až 6 let (jejich věk byl odhadovaný na základě obrusu zubů, velikosti těla a velikosti paroží podle Wolfa (1986)). Těmto jedincům byly nasazeny GPS Plus obojky (VECTRONIC Aerospace GmbH, Berlín) v průběhu let 2009 - 2014. Zpočátku byly použity GPS Plus obojky 2D, později typy 3D a 4D s GSM modulem. Obojky mají hmotnost 600 - 980 g v závislosti na typu a jsou schopny zaznamenat od 14.940 do 52.500 poloh. Přesnost zaměření polohy je 5-10 m - ale pouze za optimálních podmínek. Tato přesnost zaměření je stejná pro všechny používané typy obojeků a poloha byla automaticky zaznamenávána každé dvě hodiny.

Jeleni byli narkotizováni pomocí anestezie ketaminu a xylazinu (Hellabrunská směs). Tato směs byla vpravena pomocí narkotizační pušky (Pneu Dart X – Caliber a střely Pneu Dart 3.0 CC typ) do svalů na zadních nohou. Použito bylo 3ml Hellabrunské směsi. Ihned poté, co se jelen stal nehybným, byl vybaven obojkem a ohledán, aby byly získány základní údaje, jako je fyzická kondice a věk. Po této proceduře (obvykle méně než 5 minut dlouhé), byla jelenům intravenózně aplikována látka Yohimbini.

Po aplikaci protijedu byli jeleni monitorováni, dokud se nezotavili a neopustili místo imobilizace. Tato metoda byla schválena etickou komisí České zemědělské univerzity v Praze; prohlášení č. 0811. Žádné zvíře nebylo během schváleného výzkumu v letech 2009 až 2013 vážně zraněno, týráno nebo usmrceno.

ID obojku	věk	doba sledování (dny)
7805a	2	542
7805b	2	66
7806a	2	499
7806b	4	238
7814a	2	603
7817	4	182
8557	3	675
8768a	5	415
8768b	2	356
8775	3	760
9658	2	177
11198a	6	98
11198b	3	128

Tabulka. č.2 Tabulka označených jedinců s věkem a dobou sledování 2009 - 2014

4.3. Zpracování dat a statistické analýzy

Poziční data získaná sledováním spárkaté zvěře jsou uložena (průběžně ukládána) na databázový server MySQL 5 a následně očišťována o chybně naměřené údaje. K vizualizaci informací o pohybu jsou využity mapové podklady Google Maps od společnosti Google Inc.

Webové rozhraní aplikace má vedle základního funkčního menu, dvě části: část výběrovou sloužící pro nastavování parametrů výběru dat a část výstupů pro zobrazení výsledků vyhledávání – vizuální a statistické. Kombinace funkcionalit ve výběrové části umožňuje sledovat výskyt jedince v různých obdobích a životních situacích.

Výběrová část (funkce):

1 - Výběr jelena – možnost zvolit jednoho nebo více jelenů pro výběr.

2 – Volba způsobu zobrazení - je možné zvolit jednotlivé body výskytu, trasu pohybu a domovský okrsek v podobě polygonu nebo heatmapy pohybu.

3 – Výběr časového období – je možné zvolit vybrané poslední období (den, týden, měsíc, rok) nebo konkrétní období vymezené daty, v obou variantách pak můžeme zvolit denní období vymezené časem.

Část výstupů:

4 – Zobrazení zadaného výběru v Google Maps, jednotliví jeleni jsou odlišeni barevně.

5 – Statistika zadaného výběru – u zvoleného jedince je informace o počtu zaměřených bodů, délce trasy pohybu a velikosti domovského okrsku ve vybraném období.

6 – Informace o datech jednotlivých jelenů – období sledování a celkový počet zaměřených pozic.

Před každou analýzou, jak je již zmíněno, byla přesnost polohových dat zvýšena tím, že byly odstraněny polohy zaměřené s indexem přesnosti (DOP) větším než 6. Tato hodnota nebyla zvolena libovolně, ale v souladu s rozsahem hodnot doporučených z jiných studií (Frair et al. 2010, Lewis et al. 2007). Původní soubory dat byly sníženy v závislosti na přesnosti zaměření o 1,6 až 25,4 procenta s průměrným snížením (\pm SD) 11,0 (\pm 7,1) procent. Je zdokumentováno, že snížení může nastat z různých důvodů. Jednak jej mohou ovlivnit místa pod hustým porostním zápojem anebo na strmých svazích. Tato zaměření jsou pak předmětem vyšší hodnoty DOP (Frair et al. 2010, Lewis et al. 2007). Dostupné korekční techniky užívají informace o podmínkách prostředí např. lesnatost a požadují různé pravděpodobnosti úspěchu zaměření (Frair et al. 2010, Horne et al. 2007b). Vzhledem k nedostatku vyhovujících mapových podkladů, které by poskytovaly spolehlivé informace o zápoji pozemní vegetace ve vojenském prostoru v Doupovských horách, nedošlo ještě k dostatečnému zmapování zájmového území. Na druhou stranu, použití metody Brownových mostů pro odhad rozdělení (Horne et al. 2007a), mohou být také považovány za korekci zkreslení pozorování, protože účinně simulují pohyb trajektorie mezi dvěma po sobě jdoucími místy, a tím částečně kompenzují chybějící pozorování (Frair et al. 2010). Opravy proto nemají žádný zásadní vliv na výsledné velikosti domovských okrsků. Domovské okrsky siky byly zjišťovány pomocí metody Brownových mostů (Horne et al

2007b ; metoda je označována jako "BB"). Co se týče biologických předpokladů, tak tento způsob určení domovských okrsků má lepší uplatnění oproti tradiční metodě minimálních konvexních polygonů nebo metodě jádrových odhadů. Metoda nezahrnuje žádné předpoklady o tvaru a základním rozdělení linií a neklade příliš velký důraz na méně důležité pozorování u distribučních krajních bodů. Tato metoda má oproti metodě jádrových odhadů (Kernel metodě) výhodu, že explicitně řeší údaje z časových řad. To znamená, že to, co představuje překážku pro metodu Kernel, vzhledem k časové autokorelaci se používá jako důležitý zdroj informací v metodě Brownových mostů, která tvoří příslušnou alternativu pro GPS poziční data (Fischer et al. 2013). Bylo použito 95 % poloh z rozdělení bodů pro vykreslení domovského okrsku vypočteného z celého sledovaného období za každé sledované zvíře. Tato metoda má dva klíčové parametry: σ_1 , prostorovou variabilitu týkající se pohybu zvířat (tj. koeficient difúze) a σ_2 , prostorovou variabilitu způsobenou poziční nepřesností GPS poloh. Byl navrhnut parametr σ_1 pomocí přístupu navrhovaným (Horne, et al 2007b) spočívající v odhadu maximální pravděpodobnosti pomocí středních lokací. To znamená, že náhodná pozorování byla použita jako známé pozice (tj. konce v „BB“), neboť vyrovnaná pozorování byla použita pro odhad parametrů σ_1 (tj. šířky v „BB“). Spolu se všemi postupy redukcí výše uvedených dat byl získán střední (\pm SD) časový interval mezi náhodnými pozorováními, který je 5,1 (\pm 2,46) hodin. Byla použita funkce z programu AdehabitatHR pro stanovení maximální pravděpodobnosti odhadu parametru σ_1 . Hodnota parametru σ_2 byla nastavena na hodnotu 15 metrů, která koresponduje s GPS polohovou přesností. Pro usnadnění porovnání výsledků se staršími studii byly také odhadnuty domovské okrsky metodou konvexního polygonu (MCP) a metodou jádrových odhadů (KDE). Metoda MCP byla použita s korekcí odlehlých pozorování, která spočívá v odstranění pěti procent „nejodlehlejších“ pozorování, tj. takových, která leží nejdále od těžiště datové sady (těžiště je spočítáno jako aritmetický průměr všech x-vých a y-vých souřadnic). Prostřednictvím KDE byla šířka jádra („smoothing parameter“) odhadnuta metodou křížové validace s použitím kritéria nejmenších čtverců (LSCV – least-squares cross-validation). Podobně jako u metody BB byl domovský okrsek odhadnut jako 95% vrstevnice odhadnuté hustoty výskytu (utilization distribution).

K odhadu časové dynamiky domovských okrsků byla použita metoda Keatinga a Cherryho (2009). Tato metoda je založena na trojrozměrné definici hustoty výskytu (tj. nejde jen o pravděpodobnost výskytu v daném místě, ale i v daném čase, tj. jsou zde dvě prostorové a jedna časová dimenze), přičemž tato hustota je odhadnuta metodou násobení jader („product kernel method“). My jsme použili tzv. kvartické jádro („bi-weight kernel“) a s časem bylo zacházeno jako s lineární (nikoli cyklickou) proměnnou. Vedle šířky prostorových jader (tzv. „bandwidth“ či „smoothing parameter“) známých z KDE, je zde ještě šířka časového jádra (Worton 1989). Šířky obou prostorových jader byly nastaveny na 200 m a šířka časového jádra na 30 dní. Ačkoli časové jádro bylo nastaveno tak, aby výsledné odhady reprezentovaly zhruba měsíční okrsky, šířka prostorových jader byla stanovena zcela subjektivně, vizuálním porovnáním výsledných okrsků s daty z jiných studií (Wand and Jones 1995, Calenge et al. 2010). Nicméně v předchozí citlivostní analýze bylo zjištěno, že šířka prostorových jader ovlivňuje pouze absolutní hodnoty velikostí domovských okrsků, nikoli však strukturu relativních rozdílů mezi nimi v čase. Tato metoda Keatinga a Cherryho (2009) umožňuje výpočet statických dvourozměrných "řezů" v distribuci využití prostředí v předem definovaných časech. Takto bylo získáno standardní dvourozměrné rozdělení, ze kterého lze hranice rozsahu odvodit. Tímto způsobem se odhaduje rozsah (jako 95% objemu obrysu) uprostřed (tj. 15. den), každý měsíc v průběhu celého sledovaného období pro každé zvíře. Nakonec byly časové řady velikostí domovských okrsků zařazeny do jednoho celku spolu s údaji o sněhové pokrývce stejně jako začátek a konec lovecké sezóny (od 1. srpna do 15. ledna) a vrcholem říje (od 25. září do 25. října, nepublikované údaje z vlastního pozorování), takže mohly být zobrazeny případné změny ve velikosti domovských okrsků ve vztahu k těmto faktorům.

Údaje o sněhové pokrývce byly získány z Českého hydrometeorologického ústavu; stanice Karlovy Vary, 603 m. n. m., cca. 11 km západně od centra studovaného území. Byl také počítán překryv jednotlivých měsíců a jejich rozdíl, leden - duben, duben - červenec, červenec - říjen a říjen - leden, aby byla posouzena časoprostorová dynamika ve větším časovém rozsahu. Leden, duben, červenec a říjen by měly představovat období roku s různými povětrnostními podmínkami a různými fázemi růstu vegetace v mírném klimatickém pásmu. Tyto měsíce jsou také obvykle používány v českých klimatických atlasech (např. Quitt 1971, Hrnčiarová et al. 2009). Všechny výpočty byly

provedeny pomocí R statistického programovacího jazyka (R Development tým 2008), verze 2.15, a pomocí balíčku AdehabitatHR (Calenge 2006), verze 0.3.4 . Pro uspořádání a vizualizaci dat bylo použito Microsoft Office Excel 2003 (Microsoft, Redmond, WA, USA) a ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, CA, USA).

5. Výsledky

Výsledkem vizualizace a shromažďování pozičních dat získaných sledováním spárkaté zvěře je umožnění jejich využití pro vědeckovýzkumnou a pedagogickou činnost a popularizaci výsledků výzkumu. Výsledkem je aplikace dostupná prostřednictvím WWW.

Základními funkcemi jsou:

- Režim zobrazení: veřejný a personalizovaný přístup
- Zobrazení polohy vybraných jedinců ve zvoleném období (dny a denní doba)
- Vizualizace domovského okrsku a trasy pohybu ve zvoleném období
- Výpočet velikosti domovského okrsku a délky trasy pohybu ve zvoleném období
- Zobrazení doplňujících textových informací k vybrané poloze (např. teplota, nadmořská výška apod.)

Údaje o velikosti domácích okrsků byly získány ze sledování 13 samců na základě pozorování o délce 66-760 dnů (průměr 365 dnů, cca. 4380 zaměření). Vzhledem k velikosti domovských okrsků vypočtených z nejkratších datových souborů, které se zdály být nereálně malé ve srovnání s jinými hodnotami, byla stanovena minimální doba pozorování na šest měsíců. Tato hodnota byla stanovena jako kritérium pro zařazení datové sady k výpočtu průměrných hodnot. Vyloučení tří jedinců mělo za následek zvýšení střední délky pozorování na 445 dnů (cca 5340 zaměření po vyřídění dat), v časovém rozmezí 177 až 760 dnů.

Průměrná velikost domácího okrsku (\pm SD) byla 3620 ha \pm 4.026 ha (rozsah 239 až 12.671 ha) s použitím metody MCP0.95, 1163 ha \pm 1.292 ha (rozsah 176 až 4828 ha) metodou BB a 819 \pm 827 ha (rozsah 114 až 3018 hektarů) pomocí odhadu K0.95. Dle očekávání metodou MCP0.95 vždy vyšly výrazně vyšší hodnoty než metodou BB a metodou Kernel. Měsíční velikost domovského okrsku vypočtená metodou KC se lišila individuálně o 91 – 423 ha, střední velikost (\pm SD) činila 264 \pm 100 ha.

Časoprostorová dynamika využití prostředí vypočtená metodou KC zobrazuje jak individuální tak i sezónní variabilitu. Ve většině případů byly vzdálenosti domovských okrsků sestávající z jedné až tří relativně stabilních hlavních oblastí od sebe vzdáleny

obvykle od jednoho do tří kilometrů.

Průměrná (\pm SD) hodnota indexu Bhattacharyya byla vypočtena pro dvojice následujících měsíců $0,72 \pm 0,07$ (rozsah jednotlivých dat je 0,56 až 0,80, absolutní rozsah byl 0,24 - 0,98 $n = 145$ dvojic u 13 ks.). Podle očekávání byly nejmenší přesahy domácích okrsků zaznamenány u samců s největšími domácími okrsky (samci 8768b a 9658). V případě tříměsíčních období (tj. srovnávání leden-duben, duben- červenec, červenec- říjen a říjen -leden) bylo střední překrytí jen $0,28 \pm 0,13$ (rozsah jednotlivých překrytí byl 0,00 až 0,50 absolutní rozsah byl 0,00 až 0,78, $n = 40$ dvojic u 10 ks).

Při častém pozorování a v rámci lovu zvěře je možné zaznamenat velmi zajímavé odchylky od běžného chování jelena evropského a siky. Ideálním obdobím pro pozorování takových projevů je období říje, kdy jsou jeleni obou druhů snadněji pozorovatelní i za denního světla a mají velkou aktivitu. Není pochyb o tom, že vzájemná provázanost populací jelena evropského a siky je vysoká, je však velmi těžké odchylky od normálního stavu uchopit a popsat. Změny probíhají velmi pozvolna a o to těžší je jak drobné tak i větší změny vypořádat. Během posledních dvaceti let se kdysi vzácná sičí zvěř na území Doupovských hor nebývale rozšířila a stala se nejpočetnější spárkatou zvěří v této lokalitě. Sika má nejhlubší interakce právě s jelenem evropským, ke kterému má taxonomicky nejbližší a se kterým se i kříží. Místní populace jelena evropského a siky samozřejmě není izolována od okolí a komunikuje i s okolními hojnými populacemi obou druhů jelenů. Od roku 2009 je prostřednictvím seriózních výzkumů v Doupovských horách věnována významná pozornost studiu rozvoje populace siky, chování a vlivu sičí zvěře na prostředí.

Ev. č. obojku	Jméno	Počet. záznamů	Domovský okrsek (MCP) ha	Domovský okrsek (Kernel) ha			Sledování ve dnech
				50%	90%	95%	
7805	Petr	6499	1807	356	1159	1540	541
7806	Marek	5979	4125	415	1520	2083	498
7814	Jirka	4903	2587	486	1 642,00	2 078,00	408
7817	Pepa	2256	1488	104,5	509,6	699,9	181
8557	Vlasta	1750	2185	468	1570	2111	35
8768	Láďa	1981	1124	280	1058	1325	165
8775	Honza	517	406	58	229	317	60

Tabulka č. 3 Velikosti jednotlivých domovských okrsků u označených jelenů (Dvořák 2011).

Ve výše uvedené tabulce je zobrazeno evidenční číslo obojku označených jelenů, počet záznamů, které byly vyhodnoceny před vytříděním, velikost domovského okrsku metodou MCP, velikost domovského okrsku metodou KHR a doba sledování ve dnech. Data pochází z období 2009 až 2011.

- 5.1. Jarolímek, J., Masner, J., Ulman, M., Dvořák, S., 2012. Cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods in Doupov Mountains in the Czech Republic. Agris on-line Papers in Economics and Informatics. 4(3) 41 - 48.**

Cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods in Doupov Mountains in the Czech Republic

J. Jarolímek¹, J. Masner¹, M. Ulman¹, S. Dvořák²

¹Faculty of Economics and Management, Czech University of Life Sciences in Prague, Czech Republic

²Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences in Prague, Czech Republic

Anotace

Řešení projektu „Sběr a interpretace pozičních dat“ je zaměřeno na využití pozičních dat (informace o pohybujícím se objektu) pro vědeckovýzkumnou a pedagogickou činnost v různých oblastech (životní prostředí, logistika apod.). Záměrem je vytvořit a v reálných podmínkách ověřit univerzální model pro sběr a následnou prezentaci dat získaných o sledovaném objektu prostřednictvím GPS (Global Positioning System).

V článku jsou popsány možné způsoby zpracování a vizualizace dat o pohybech jelena siky v Doupovských horách, které slouží k vyhodnocení jeho prostorové aktivity. Datovou základnu pro analýzu a zpracování tvoří rozsáhlé soubory dat získané na základě spolupráce Fakulty lesnické a dřevařské ČZU v Praze s Vojenskými lesy a statky ČR, s.p.

Klíčová slova

Telemetrické sledování, GPS, GSM, jelen sika (*Cervus nippon*), polygon, quick hull, heat map.

Abstract

The focus of the project „Collection and interpretation of positional data“ is placed on the use of positional data (or the information about a moving object) in the scientific research and educational activities in various fields such as environmental science, logistics, spatial data infrastructure, information management, and others. The objective of this effort is to create an universal model for collection and presentation of moving objects data retrieved through GPS (Global Positioning System), and to verify the model in practice.

Several different approaches to process and visualize data about sika deer (*Cervus nippon*) spatial movements in Doupov Mountains are described in the paper. The data base is represented with large data files created through the cooperation of the Faculty of Forestry and Wood Sciences at the Czech University of Life Sciences in Prague and the Military Forests and Estates of the Czech Republic, a state-owned enterprise.

Pieces of knowledge introduced in this paper resulted from solution of an institutional research intention. Internal grant agency of the Faculty of Economics and Management, Czech University of Life Sciences in Prague, grant no. 20121043, „Sběr a interpretace pozičních dat“.

The results of the cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods will be available for Research Program titled “Economy of the Czech Agriculture Resources and Their Efficient Use within the Framework of the Multifunctional Agri-food Systems” of the Czech Ministry of Education, Youth and Sports number VZ MSM 6046070906.

Key words

Telemetric observation, GPS, GSM, sika deer (*Cervus nippon*), polygon, quickhull, heat map.

Introduction

Due to the growing amount of damages caused by cloven-hoofed animals in forests and agricultural places and due to rise of new species such as sika deer (*Cervus nippon*), there is a need to inspect spatial activities of cloven-hoofed animals. The

information about daily and seasonal movements of different species of cloven-hoofed mammals is a vital part of complex knowledge of their biology. Without knowing the spatial activity of these species, there is rarely any estimation of the evolution of their numbers owing to local migration in the given season of the year. Especially, the

continuous growth of the area of sika deer presence in the Czech Republic (Anděra, Červený, 2010), the knowledge in biology, ecology and home ranges of sika deer populations is very insufficient in spite of the influence on the local red deer (*Cervus elaphus*) population. However, the information about sika deer from its original areas are very well known (Igota et al. 2004, Takatsuki 2009).

The first, the oldest and obviously the most used way of identification of cloven-hoofed animals is by fitting of caught animals with an ear tag. The data that are retrieved comes from random observations, repeated captures of animals, or occasional shooting of marked individuals. Therefore, it is needed to mark a large number of animals so that "there is a chance to get some information back". The second most used method is a telemetric observation. The accuracy of the method is dependent on the number of observations and the method is quite time consuming (Klitsch, Holešinský, 2012). The third, and currently the fast developing method is to label the animal with a GPS collar (Global Positioning System) (Löttker 2010). The collar stores positional data and transmits it through GSM (Global System for Mobile Communications) for processing without a physical presence in the terrain. The data are stored in tabular form, and provide date, time (UTC), geocentric coordinates (ECEF), latitude and longitude according to the WGS 84, and satellite spatial reference system used for location calculation. In the collar, there is a sensor of mortality, activity data recording and

automatic release mechanism when the collar is damaged.

Current approaches to spatial data evaluation are most frequently based on data transformation into some proprietary geographic information software (GIS) (Halbich, Vostrovský 2012), (Klitsch, Holešinský, 2012) where the data processing is conducted. The size of local regions of animals is settled by the method Kernel Home Range. However, GIS is not used for data presentation.

There are three places where the method of animal observation via GPS and GSM can be found in the Czech Republic. The first, a common Czech-German project for observations of deer, roe deer and Eurasian lynx in national parks Bavaria Forest and Bohemian Forest (Telemetry team, 2012). In the beginning of 2012, the project has been stopped in the Czech Republic and only the German part has been operating. The second place is a national park Bohemian Switzerland where the red deer is observed (Klitsch, Holešinský, 2012). Since 2009, there is a telemetric observation of sika deer in Doupov Mountains and since 2010 the observation has been extended to red deer (Macháček et al., 2012). The research is done in the Hradiště area that is located on the military training ground.

The area is maintained by the state-owned company Military Forests and Estates of the Czech Republic, Karlovy Vary division. Hradiště area is of 35,435 hectares and represents one of the most consistent area in the Czech Republic.



Figure 1. Sika deer with GPS collar.

The data collected with cooperation of Military Forests and Estates of the Czech Republic and the Faculty of Forest and Wooden Sciences at the Czech University of Life Sciences by observations in the region of Doupov Mountains were used as a fundamental data base for analysis and design of on-line evaluation and presentation of spatial activities of cloven-hoofed animals.

Material and methods

The main objective of proposed solution is to visualize collected spatial data that were retrieved by observation of cloven-hoofed animals and to enable their use for scientific research and pedagogical purposes and to popularize research results. As a result an application available on-line through WWW was developed. Main projected functions of the application are such as:

- Display mode: public and personalized access
- Projection of animal position in given period (time period and daytime)
- Visualization of home range and motion path in given time period
- Calculation of home range and length of motion path in given time period
- Display of additional textual information about position (such as temperature, or altitude)

Based on introductory analysis the positional data were obtained by observation of cloven-hoofed animals and then stored in MySQL 5 database server. Next, the data were cleared of erroneous figures. Web application was run on Apache web server. The application core was programmed in web programming language PHP 5 (Hypertext Preprocessor) with the use of Nette Framework 2.

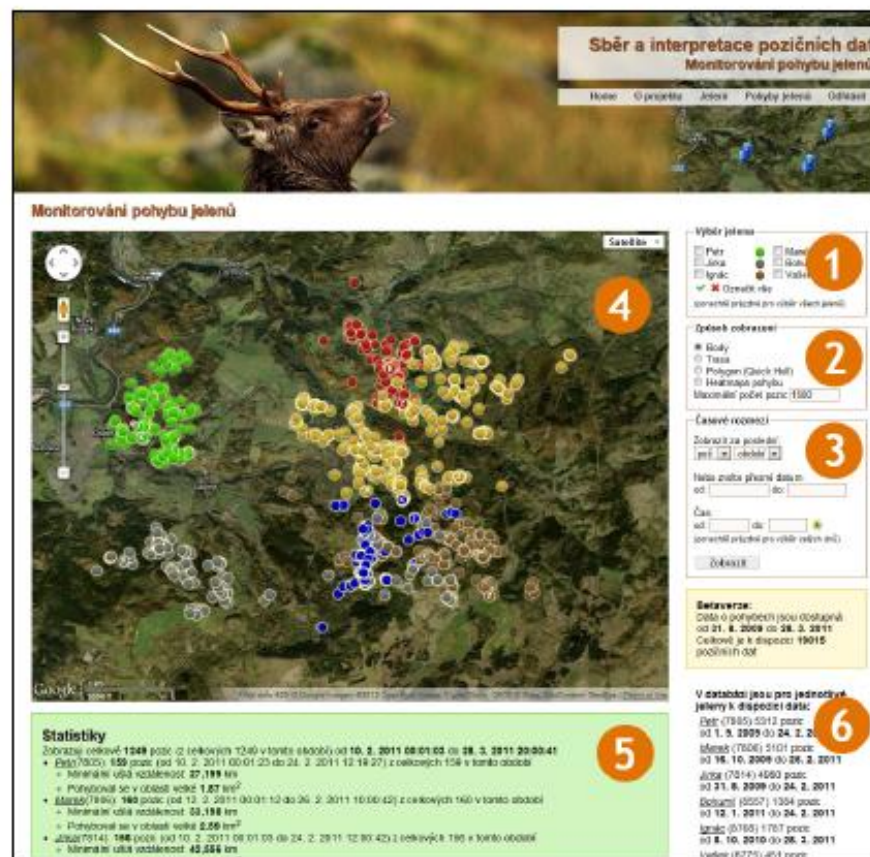


Figure 2. Layout of functions in application window.

The visualization of information about movements was done by means of Google Maps from Google Inc. The communication with Google Maps was maintained through Google Maps JavaScript API V3. The visualization was created with JavaScript framework JQuery.

Users can access the data through common web browsers, and further effort will be put on development of mobile access.

The web interface has basic menu and two other main functions: selection part where the parameters of data selection could be set, and output part where search results are presented – both in visual and statistic way (see the Figure 2). Combination of both functions in the selection part enables us to watch the presence of animals in different time periods and life conditions.

Description of selection part of application:

- 1 — Deer selection: one or more animals could be selected.
- 2 — Type of presentation: can be displayed as points of presence, motion path and home range in the form of polygon or motion heat map.
- 3 — Time period: can be selected as last day, week, month or year, or as a particular period within dates. In both cases the daytime can be specified.

Description of output part of application:

- 4 — Display of selection in Google Maps where each animal is depicted with different colour - see the colour scheme in „Deer selection“ (1).
- 5 — Statistic of selected figures – there is the

information about the number of points of presence, the length of motion path and size of home range within the selected time period.

- 6 — Information about all animals – period of observation, total number of measured positions within a time period.

Display of points of presence

The default display of deer position is as points of presence that represent particular positions of animals. By clicking on points other information can be obtained such as time of measurement, temperature and coordinates. GPS collar records the position each thirty minutes. If the data are of a good quality, especially the measured figures are accurate as to the number of located satellites they are stored in the database. The data in database are then requested with selections.

The position data are two dimensional and they are processed by JavaScript code with connection to Google Maps API.

With regard to the response time of the system and different internet connection speed of users, the maximum number of displayed points was limited to 1500. If the limit is exhausted, which could be caused by selection of longer time period or by selection of multiple animals, the points that are over the limit are omitted. In detail, each point at position x is processed with modulo function (that produces the remainder of division of two numbers) such as: number of record MOD each record at position x is equal or not equal (it depends on how many records are over limit) to 0. In final turn, there are displayed up to 1500 records picked up equally



Figure 3. Display of points of presence.

from the series of points.

Theoretical number of recorded positions is 1440, respectively 1488 per month, but in practice, the number of stored positions is approximately a half of it due to the clearance of data. The information about the number of stored positions is displayed in the right bottom corner (see 6).

Motion path

Next function is to display the motion path of selected animal. There are lines connecting the individual point of presence forming so-called PolyLines which are projected through Google Maps API. In the middle of each line, there is an arrow presenting the direction of motion of the object. The start of path is depicted with letter Z and the end of path is depicted with letter K. The coordinates of arrows are calculated as an expected value of two neighbouring coordinates according to the formula (it is the same for both width and length):

$$LATITUDE = L2 - \frac{L2 - L1}{2}$$

L1 – first point latitude

L2 – second point latitude

The angle of correct projection of direction is counted with function arctg, respectively atan2() which is a PHP function.

Minimal passed distance is calculated according to

the formula:

$$S_a = \sin\left(\frac{\$dlat}{2}\right)^2 + \cos(\$lat2) * \cos(\$lat1) * \sin\left(\frac{\$dlng}{2}\right)^2$$

$$distance = 2 * atan2\left(\sqrt{S_a}, \sqrt{1 - S_a}\right)$$

$\$dlat$ and $\$dlng$ – variance between two neighbouring coordinates

$\$lat1$ and $\$lat2$ – coordinates of latitude,

atan2 – PHP function that gives arctg of two variables.

The value is multiplied by the semi-diameter of Earth (6372,797 km) to get the total distance. Results are available in the application window „Statistic of selected figures“ (5).

Size of home range – the polygon

One of the most important parameter in observation of spatial activity of cloven-hoofed animals is a definition of home range. The quickhull algorithm (Barber et al. 1996) was utilized for the calculation.

The quickhull algorithm is based on divide and conquer approach (Li and Klette, 2011). The convex hull is constructed of two parts, the upper part called upper hull and the lower part called lower hull.

Upper hull is above the join of two points $q1; q3$ MBR with extreme coordinates x , $q1 = \min(xi)$, $q3 = \max(xi)$, lower hull is under the join of $q1; q3$.

Above each hull line a,b we look for the farrest

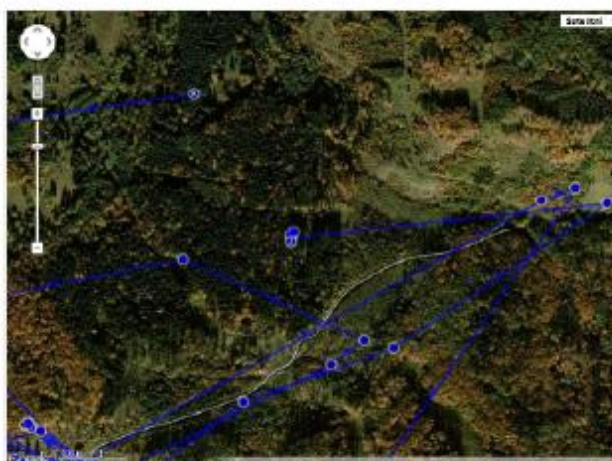


Figure 4. Display of path motion.

point c lying right to the line that will become a new point joining the convex hull where each line that was found is disintegrated into two new lines.

Both parts of convex hull are processed separately, and resulting convex hull is a compilation of both parts. When creating a convex hull the algorithm does not operate with all points in the input set, but only with points that are near to convex hull.

Despite the quadratic evaluation of the worst case, the good speed of algorithm is ensured by that.

The algorithm utilizes a couple of recursive calls of procedure Quickhull for both newly formed lines ac , cb out of original line ab (Bayer, 2012).

The size of the polygon (according to the quickhull) where the object was moving is calculated with the

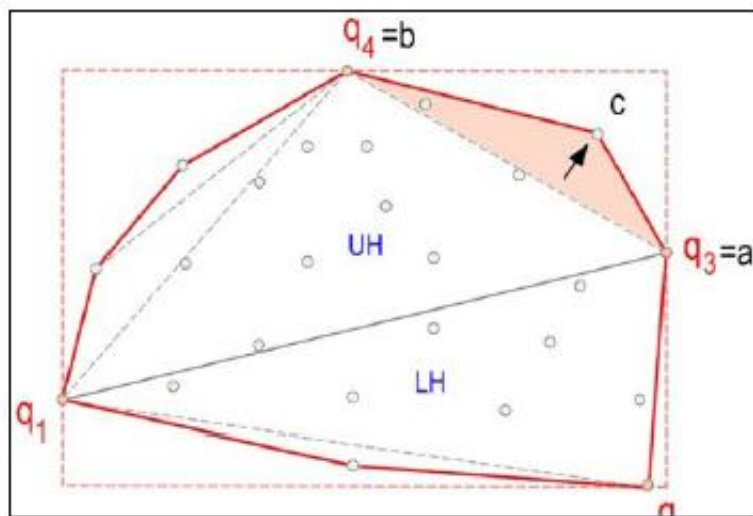


Figure 5. Quick hull construction (Bayer 2012).



Figure 6. Display of home areas in form of polygons (quick hull).

function Geometry for Google Maps API.

Density of occurrence in home range – heat map

The presence of an animal in its home range is not uniform. The heat maps were used to present graphically the points of presence with various density of occurrence (Wilkinson, 2008). The whole interest area is divided into matrices in which points are gradually added. When a new datapoint is added to the heat map's store, the store is checking if there is an index for the new data point, if not, it creates one and then checks whether there is a new maximum or not. If there is a new maximum count, the store initiates a global redraw by cleaning the heat map and then redrawing each data point.

In order to get a comprehensible display of home range, the threshold of maximum values display could be set. In our case the threshold value was set to 2. On the same way, the radius of drawn points was set to 15 pixels. The opacity of the heat map

was set to 60 %. In the beginning, there is only monochromatic painting that is then repainted with colours. Red colour represents the highest rate of occurrence, yellow is lower, while turquoise and blue represent the lowest occurrence of an animal.

Conclusions

There is an on-line access to sika deer observation data in Doupov mountains at the address <http://jeleni.agris.cz>. The observed deers are monitored with GPS collars that transmit location data through GSM. The data are purified and stored into the database.

The above mentioned application enables to select data and project them into the map. It could be selected by animals and by time period. Results can be presented in various forms: points of presence, motion path and home ranges depicted as a polygon in the map (quickhull) or as a heat map that represent the density of occurrence. The size

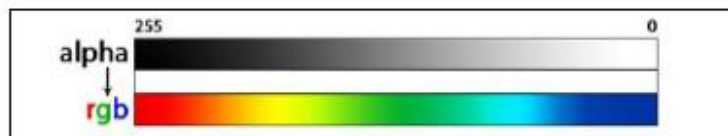


Figure 7. Colour spectrum of density of occurrence as heat maps.

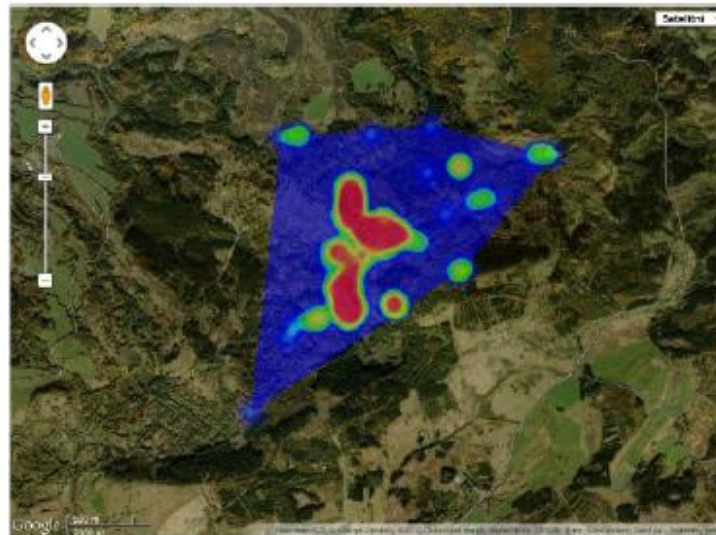


Figure 8. Display of home areas as heat maps.

of polygon and the length of path are summarized with basic statistic characteristics.

The application is designed for employment of retrieved data of deer observation in scientific research and pedagogical activities. Several functions of application will be publicly released to foster the promotion of scientific research in this field.

Other planned activities tend to enable real-time deer observation data collection and their publication on mobile devices.

Acknowledgement

Pieces of knowledge introduced in this paper resulted from solution of an institutional research intention. Internal grant agency of the Faculty of Economics and Management, Czech University of Life Sciences in Prague, grant no. 20121043, „Šbár a interpretace pozitivních dat“.

The results of the cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods will be available for Research Program titled “Economy of the Czech Agriculture Resources and Their Efficient Use within the Framework of the Multifunctional Agri-food Systems” of the Czech Ministry of Education, Youth and Sports number VZ MSM 6046070906.

Corresponding author:

Ing. Jan Jarolimek, Ph.D.

Department of Information Technologies, Faculty of Economics and Management,

Czech University of Life Sciences in Prague, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6 Suchbát

e-mail: jarolimek@pef.czu.cz

References

- [1] Andra, M., Červeny, J. *Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytci (Artiodactyla)*. National Museum, Prague, 2009.
- [2] Barber, C.B., Dobkin, D.P., Huhdanpaa, H. The quickhull algorithm for convex hulls. *Journal ACM Transactions on Mathematical Software (TOMS)* 22 (4): 469 – 483, 1996.
- [3] Bayer T. Konvexní obálka množiny bodů. [online]. Univerzita Karlova, [cit. 2012-08-03]. Available at: <http://web.natur.cuni.cz/~bayertom/Adk/adk4.pdf>.
- [4] Halbič, C., Vostrovský, V. GIS as spatial decision support system. *Agris on-line Papers in Economics and Informatics*. Vol. III (2), 67 – 73, 2011.
- [5] Igota, H., Sakaragi, H., Uno, K., Kaji, M., Kaneko, R., Akamatsu, K. Seasonal migration pattern of feral sika deer in eastern Hokkaido. *Ecological Research*, 2004.
- [6] Klitich, M., Holstinský, O. Možnosti zjišťování prostorové aktivity parkatě zvěře a způsoby vyhodnocení získaných dat. *Sika japonský*: 59-60, ISBN 978-80-02-02384-5, 2012.
- [7] Li, F., Klette, R. Convex Hulls in the Plane. In *Euclidean Shortest Paths, Part 2*, pp. 93-125. London: Springer, 2011. ISBN 978-1-4471-2256-2.
- [8] Lötter, P., Rummel, A., Traube, M., Stache, A., Šustr, P., Müller, J. & Heinrich, M. New possibilities of observing animal behaviour from distance using activity sensors in GPS-collars. An attempt to calibrate remotely collected activity data with direct behavioural observations in red deer. *Wildlife Biology* 15 (4): 425-434, 2010.
- [9] Macháček, Z., Dvořák, S., Jeřábek, M. Vyzkum prostorové aktivity jelena lesního (*Cervus elaphus*) v Doupovských horách. *Sika japonský*: 55-58, ISBN 978-80-02-02384-5, 2012.
- [10] Takatsuki, S. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biosphere Conservation*, 2009.
- [11] Telemetry Team. [online]. Národní park Šumava [cit. 2012-08-10]. Available at: <http://www.luchsleben.de/technik/7lang=3>.
- [12] Wilkinson, L., Friendly, M. The History of the Cluster Heat Map. *The American Statistician*, 2008.

- 5.2. Dvořák, S., Barták, V., Macháček, Z., Matějů, J., 2014. Home range size and spatio – temporal dynamics of male sika deer (*Cervus nippon*; Cervidae, Artiodactyla) in an introduced population. Folia Zoologica 63(2) 103 - 115.**

Home range size and spatio-temporal dynamics of male sika deer (*Cervus nippon*; Cervidae, Artiodactyla) in an introduced population

Stanislav DVOŘÁK¹, Vojtěch BARTÁK², Zdeněk MACHÁČEK¹ and Jan MATĚJŮ^{3*}

¹ Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Department of Game Management and Forest Zoology, Kamýcká 1176, 165 21 Prague 6, Czech Republic

² Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Applied Geoinformatics and Spatial Planning, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6, Czech Republic

³ Museum Karlovy Vary, Pod Jelením skokem 30, 360 01 Karlovy Vary, Czech Republic;
e-mail: honzamateju@seznam.cz

Received 4 November 2013; Accepted 21 March 2014

Abstract. The sika deer (*Cervus nippon*) is native to Japan and East Asia and has been introduced almost worldwide. Despite the wide distribution of the species, only few studies on its home range in non-native areas have been conducted. We focused on home range size and its seasonal and spatial dynamics in an introduced sika deer population in the Doupovské hory Mts., north-western Czech Republic. The mean home range size, obtained from ten subadult and adult males, was 3620 ha using the minimum convex polygon method, 1163 ha using the Brownian bridges method, and 819 ha using kernel estimation. The mean intra-individual home range overlap from month to month was about 72 %, but decreased to 28 % when calculated for three-month periods. The unusually large home range sizes observed can be explained by a relatively low population density of the sika deer in the study area and possibly by the non-territorial mating strategy of males. The high values of seasonal home range overlap together with the time series of the monthly home range maps indicate some positional shifts but do not support presence of seasonal migration.

Key words: GPS wildlife tracking, non-native species, population density, utilization distribution

Introduction

Home range, its size, structure, and dynamics, represents one of the basic ecological characteristics of a species. The concept of home range was introduced by Burt (1943) and since that many factors have been shown to influence home range size and pattern in animals (e.g. McNab 1963, Myrnerud et al. 2001, Anderson et al. 2005). Among them, environmental factors (climatic conditions, landscape structure, availability of food, predation risk, disturbances etc.) play a significant role (for instance in mammals: artiodactyls Larter & Gates 1990, Borkowski & Furubayashi 1998, rodents Lagos et al. 1995, primates Singleton & van Schaik 2001, carnivores Herfindal et al. 2005). Also introduction of a species in to a new habitat may affect its home range characteristics, as it de facto means considerable changes in the above mentioned environmental factors. Home range characteristics of a species occurring in a non-native environment may thus be of major importance and

may provide important information on its invasive potential (Swanson & Putman 2009).

The sika deer, *Cervus nippon* Temminck, 1836, is a medium-sized deer species native in Japan, Korea, south eastern Siberia, eastern China, Taiwan, and possibly Vietnam (Aramilev 2009, Kawamura 2009, McCullough 2009a, b, McCullough et al. 2009). The species was widely introduced during the 19th and 20th centuries and it currently occurs in the British Isles, mainland Europe (from France to western Russia), New Zealand, and the USA (Banwell 2009, Bartoš 2009, Feldhamer & Demarais 2009, Swanson & Putman 2009).

Home range size and spatial activity of the sika deer have been extensively studied within the Japanese part of its native range (Endo & Doi 1996, Borkowski & Furubayashi 1998, Sakuragi et al. 2003, Li et al. 2006, Yabe & Takatsuki 2009 and references there in). As far as we know, only four studies have been conducted within the areas of its introduction: USA

* Corresponding Author

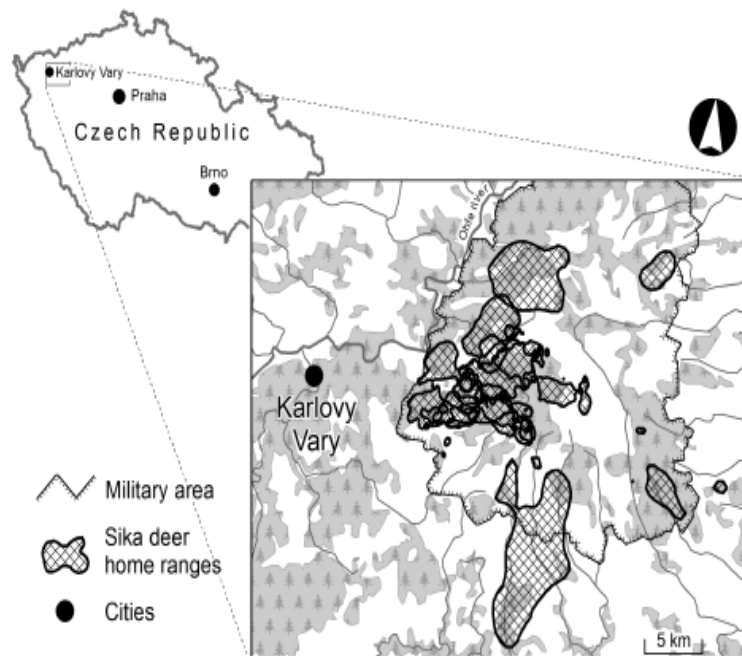


Fig. 1. Map of the study area with marked sika deer home ranges. Displayed home ranges are estimated using Brownian bridges method (see Material and Methods).

(Feldhamer et al. 1982, Kalb et al. 2013), England (Uzal et al. 2013), Ireland and Scotland – preliminary results mentioned by Swanson & Putman (2009). Moreover, majority of the studies were based on a low number of individuals – e.g. only a single male and a female in case of Feldhamer et al. (1982), but see Kalb et al. (2013); and all used the radio-tracking method. The GPS wildlife tracking, used in our study, provides some indisputable advantages in comparison to radio-tracking. Among them, usually an order higher number of animal locations and their higher accuracy are important, even though we are aware of the bias in the success of locations recorded in forest versus non-forest habitats (Graves & Waller 2006, Home et al. 2007a). However, the most important advantage seems to be the regular recording of locations during the 24 hour period, as radio-telemetry in practice usually failed in this aspect and a substantial part of the previous home range studies is based only on data from a part of the day. For instance in the sika deer, Li et al. (2006), Kalb et al. (2013), and Uzal et al. (2013) used data collected regularly during the 24 hours, but Borkowski & Furubayashi (1998) and Sakuragi et al. (2003) used only daytime data and Endo & Doi (1996) did not provide information about time distribution of the sampling. Furthermore, the method of home-

range estimation suggested recently by Keating & Cherry (2009) enabled us to analyse and visualize the home-range spatio-temporal dynamics in great detail, depicting home-range size, its position and shape changes from month to month.

The main aims of our study were to: i) detect home range sizes of male sika deer in an introduced population using GPS wildlife tracking and ii) describe spatio-temporal dynamics of its home-ranges.

Material and Methods

Study area

The study was carried out in the Doupské hory Mts., north-western Bohemia, the Czech Republic (ca. 50°16' N, 13°7' E; Fig. 1). The Doupské hory Mts. are volcanic highlands with the area of 600 km² and elevation from 350 to 934 m a.s.l. The area consists of two parts, differing in various aspects. The central part of the mountain range (ca. 330 km²) is a military training area without any settlements. This area is comprised almost exclusively of broad-leaved and mixed forests, shrub formations, and meadows, each type covering approximately one third. The second, open access part of the mountains is covered by rural landscape, with patches of (in descending order of proportion) forests, meadows, fields, and – usually small – villages.

Climatic conditions of the study area can be characterized as mild to cold with January and July mean temperatures varying with elevation from -4 to -2 °C and 15 to 19 °C respectively, annual precipitation from 650 to 1000 mm, and length of snow cover is from 40 to 120 days (Quitt 1971).

Occurrence of the sika deer in the Doupovské hory Mts. was first recorded in the mid-1960s. The first individuals migrated to this area from the Manětín region (western Bohemia), where sika deer had occurred in the wild since the Second World War (Bartoš 2009). In the first decades the abundance of the local sika population was low, but it gradually increased till the 1990s when the number of annually hunted individuals in the central (i.e. military) part exceeded two hundred. After that, sika deer abundance grew rapidly, currently estimated by the Military Forest Management to be 4000 to 6000 inds. – i.e. 12 to 18 inds./km² in the military training area (1500 inds. were hunted in 2012 – i.e. 25 to 37.5 % of estimated abundance; unpublished data of the Military Forest Management). Estimations of sika deer abundance are based on detailed counting of game in several ca. 100 ha areas and extrapolation of the data to the whole military area. Moreover, counts from winter enclosures and numbers of hunted individuals were also considered (Military Forest Management pers. comm.). Data for the open-access part of the Doupovské hory Mts. are not available as they are scattered among many hunting ground

owners, but according to their reports, numbers of hunted individuals at these hunting grounds and our personal experience, the abundance seems to be lower. In the Doupovské hory Mts. sika deer occurs sympatrically with roe deer (*Capreolus capreolus*), red deer (*Cervus elaphus*), wild boar (*Sus scrofa*) and partly also with fallow deer (*Dama dama*) and mouflon (*Ovis orientalis*). Natural predators are not present, but relatively intensive culling management (see above) is carried out from 1 September to 15 January. During the winter time, mainly from the end of November to the end of February, the game is provided with supplementary food – usually hay, silage, corn and beet. Feeding places are permanent and are evenly distributed with an approximate frequency of every 200 ha in the military area (unpublished data of the Military Forest Management) and even higher in the public part of the study area (own unpublished estimations).

Deer survey

Thirteen subadult and adult sika deer males (their estimated age based on tooth wear, body and antler size according to Wolf (1986) was 2 to 6 years, were equipped with GPS Plus collars (VECTRONIC Aerospace GmbH, Berlin) during the period 2009–2013. At first we used GPS Plus Collars 2D, later also the 3D and 4D types with GSM module. The collars are 600 to 980 g in weight, depending on the type, and they are able to record from 14940 to 52500 locations. The accuracy of the location, which in our case was

Table 1. Summary of home range sizes of the studied sika deer males (age of the animals refers to the time of collar attachment, MCP_{0.95} – minimum convex polygon method, BB – Brownian bridges method, KC – Keating and Cherry's method). Bold values were not used in the calculation of the corresponding median, mean and standard deviation (see text for explanation).

Deer ID	Age (years)	Length of study (days)	MCP _{0.95} (ha)	BB (ha)	Kemel _{0.95} (ha)	Mean KC (ha)
7805	2	542	784.2	498.2	319.3	232
7806a	2	499	3681.6	554.8	458.5	254.1
7806b	4	238	238.5	175.6	114.3	90.6
7814a	2	603	2216.2	985.5	811.4	354.8
7817	4	182	890.1	579.9	294.5	287.2
8557	3	675	2982.7	1381.8	1079.3	385.5
8768a	5	415	1004.7	567.1	413.4	197.6
8768b	2	356	12670.9	1605.8	1401.2	270.1
8775	3	760	1744.6	453.2	283.3	139.8
9658	2	177	9986.4	4828.4	3017.8	423.3
7805b	2	66	183.5	182.9	64.1	95
11198a	6	98	50.4	28	16.4	38.8
11198b	3	128	2163.6	728.3	536.2	284.9
Mean ± SD		444.7 ± 195.5	3620.0 ± 4026.4	1163.0 ± 1292.1	819.3 ± 827.3	263.5 ± 100.0
Median		457	1980.4	573.5	435.9	232

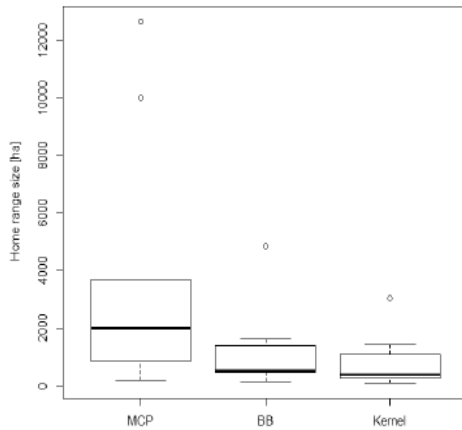


Fig. 2. Distributions of the sika deer home range sizes computed using the 95 % fixed kernel estimation, Brownian bridges (BB) and 95 % minimum convex polygon (MCP) methods (median indicated in bold).

automatically recorded every two hours, is about 5-10 m under optimal conditions and it is identical for all used collar types (VECTRONIC Aerospace GmbH pers. comm.).

The deer were immobilised by application of the ketamine-xylamine anaesthesia (Hellabrun mixture). Three millilitres of this mixture were injected into the muscles of a hind leg using an injection rifle (Pneudart X-caliber Gauged CO₂ rifle; injections: Pneudart 3.0 CC Type). Immediately after the deer became recumbent, it was fitted with a collar and basic data such as physical condition and age were recorded. After this procedure (usually less than 5 minute long), the deer were treated by intravenously applied antidote (yohimbine) and monitored until they recover and left the immobilisation site. The method was authorised by the Ethic committee of Czech University of Life Sciences, Prague; statement n. 0811. No animal was injured during the study.

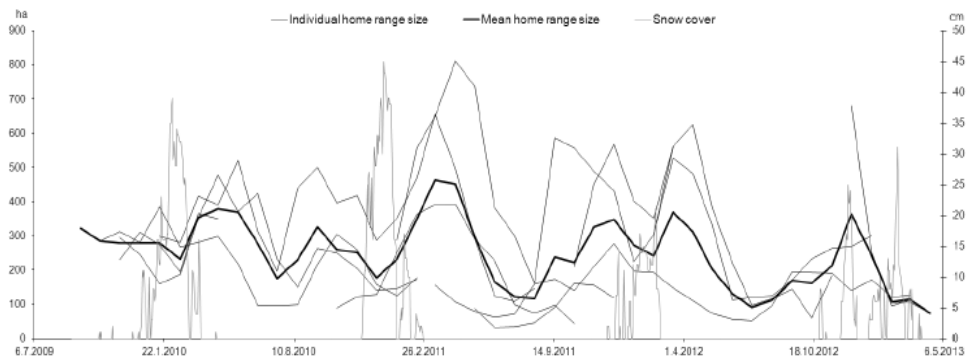


Fig. 3. Long-term variation of the individual sika deer monthly home range sizes, calculated using the KC method.

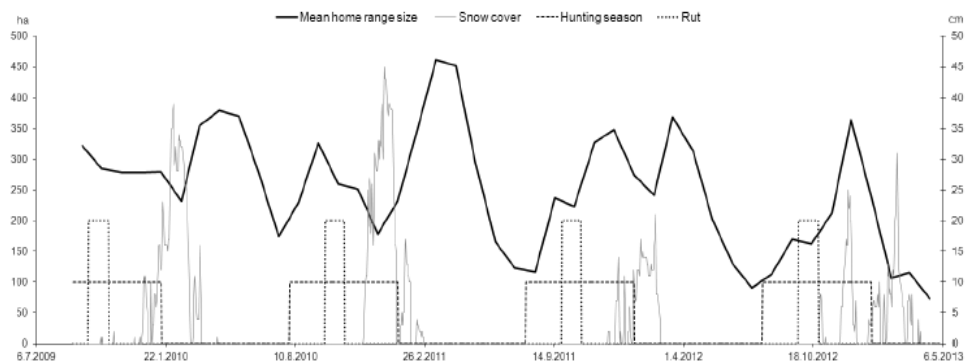


Fig. 4. Long-term variation of the sika deer mean monthly home range sizes (the same data as in Fig. 3) in relation to the depth of snow cover, hunting season and rut.

Data management and statistical analyses

Before any analysis, we increased the accuracy of the positional data by removing all location estimates with the dilution of precision (DOP) greater than 6. This threshold was chosen arbitrarily, but in accordance with the range of values recommended in other studies (Lewis et al. 2007, Frair et al. 2010). Together with the location estimation failures, we reduced the original datasets by 1.6 to 25.4 percent, with the mean reduction (\pm SD) being 11.0 (\pm 7.1) percent. It is well documented that such a reduction can result in a considerable observation bias, as the locations under closed canopy cover and/or on steep terrain slopes are subject to higher DOP values (Lewis et al. 2007, Frair et al. 2010). Available correction techniques use the information about environmental conditions such as forest coverage to apply different probabilities of fix success to them (Horne et al. 2007b, Frair et al. 2010). Unfortunately, there is a lack of satisfactory map sources providing reliable information on canopy cover in the military area of the Doupovské hory Mts., particularly in the resolution we need. On the other hand, the use of the Brownian bridges approach for estimating the utilization distributions (Horne et al. 2007a, see below) can be also seen as a correction of the potential observation bias, as it effectively simulates movement trajectories between any two successive locations, and thus partially compensates for the missing observations (Frair et al. 2010). We therefore believe that not applying any explicit correction did not affect the resulting home ranges substantially.

We estimated home ranges of the sika deer using the Brownian bridges method (Horne et al. 2007b; referred here as the “BB” method). Regarding the biological assumptions inherent to it, this method has the same advantages over the traditional minimum convex polygon method as the well-known kernel method. This includes no assumptions about the shape and uni/multimodality of the underlying utilization distribution and not over-emphasizing the less important observations near the distribution tails. Over the kernel method, it has an additional advantage of explicit dealing with the time-series nature of the data. This means that what presents a difficulty for the kernel method due to temporal autocorrelation is used as an important source of information in the Brownian bridges method, which makes the latter an appropriate alternative for GPS-telemetry data (Fischer et al. 2013).

We used 95 % volume contour for delineating the “life” home range (i.e. calculated from the whole observation period) from the utilization distribution

of each animal. The method has two key parameters: σ_1 , the spatial variability related to the animal movement (i.e. a diffusion coefficient); and σ_2 , the spatial variability caused by positional imprecision of GPS fixes. We estimated the σ_1 parameter using an approach suggested by Horne et al. (2007b), consisting in the maximum-likelihood estimation using intermediate locations. It means that only the odd observations were used as known positions (i.e. the “ends” of the Brownian bridges), whereas the even observations were used for the σ_1 parameter estimation (i.e. the “widths” of the Brownian bridges). Together with all the data reduction procedures mentioned above, this led to the mean (\pm SD) time interval between the odd observations being 5.1 (\pm 2.46) hours. We used the function `liker` from the `AdehabitatHR` package (see below for details on the software used) for the maximum-likelihood estimation of the σ_1 parameter. We set the value of the σ_2 parameter to 15 meters, which corresponds to the same positional accuracy of GPS fixes.

For facilitating comparisons of our results with older studies, we also estimated the home ranges using the minimum convex polygon method and using the fixed kernel method. The former was used with a correction for outliers consisting in the exclusion of 5 % of data points farthest away from the centroid determined as the arithmetic mean of the data points’ coordinates (the technique mentioned e.g. in Worton 1995, Powell 2000; we refer to this method as “MCP_{0.95}”). For the fixed kernel method (Worton 1989; referred to as “K”), the smoothing parameter was estimated using the least squares cross validation technique, as suggested by Seaman & Powell (1996). Similarly to the BB method, also here we estimated the home ranges as 95 % volume contour from the utilization distribution.

To assess temporal dynamics of the home ranges, we adopted the methodology of Keating & Cherry (2009) (here referred to as the “KC” method). This methodology is based on the three-dimensional definition of utilization distribution, i.e. not only in two-dimensional space but also in time (and, if needed, also in the third spatial dimension), and estimates the utilization distribution using the product kernel method. We used the bi-weight kernel and treated the time as a linear variable (instead of a circular variable; see Keating & Cherry 2009). Apart from the spatial smoothing parameters (often called “bandwidths”) commonly known from traditional kernel estimation methods (e.g. Worton 1989), the Keating and Cherry’s method requires one additional, temporal smoothing

parameter, to define the kernel "width" in the time dimension. We set both spatial smoothing parameters to 200 meters, and the temporal smoothing parameter to 30 days. Although the latter parameter was set so that the resulting home ranges would roughly represent the "month" estimates (see below), the former, spatial parameters were set only subjectively, by visual comparison of the resulting home ranges with the data (for justification of this approach for data exploratory purposes see Wand & Jones 1995 and Calenge et al. 2010). However, in the preliminary sensitivity analysis, we found this parameter to affect only the absolute values of home range sizes but not the structure of their relative differences in time. The method enables to compute static two-dimensional "cuts" of the utilization distribution in predefined times, and thus to obtain standard-like two-dimensional distributions, from which the home range boundaries can be derived. In this manner, we estimated home range (as the 95 % volume contour) in the middle (i.e. 15th day) of each month during

the whole study period for each animal. Finally, we plotted the time series of home range sizes into one plot, together with data on snow cover as well as the beginning and the end of the hunting season (1st of August to 15th of January) and peak of the rutting season (25th of September to 25th of October; unpublished data from 17 years of observation of the first author) so that we could display possible changes in home range size in relation to these factors. The snow cover data were obtained from the Czech Hydrometeorological Institute; Karlovy Vary station, 603 m a.s.l., ca. 11 km west from the centre of the studied area.

To quantify positional changes of home ranges over time, we estimated the overlap between any two successive utilization distributions: calculated monthly using the Keating and Cherry's method (Keating & Cherry 2009). As a measure of the overlap, we used the Bhattacharyya's affinity index as proposed by Fieberg & Kochanny (2005), who proved its benefits over other possible measures on simple illustrative

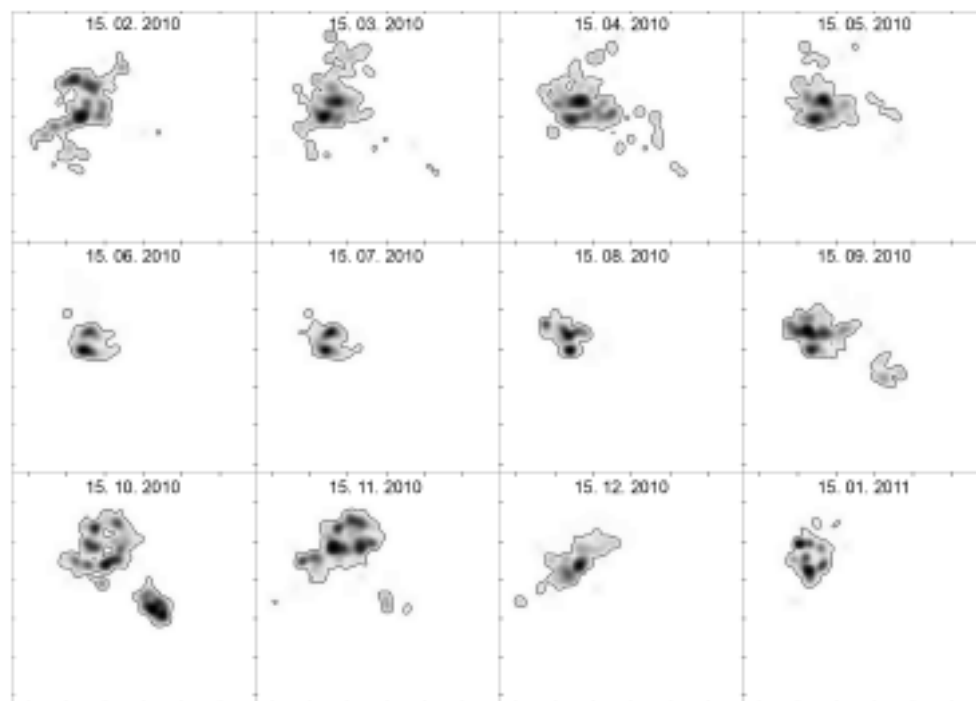


Fig. 5. Spatio-temporal dynamics of the monthly home range of the male 7805a, as an example of a "stable" behaviour. Twelve utilization distributions and 95 % home ranges, computed using the KC method, are displayed, covering the period from February 2010 to January 2011. The utilization distributions are in grey scale, with darker grey representing higher probability of occurrence. The corresponding 95 % home ranges are depicted as black solid lines. The marks on the borders are 1 km in width.

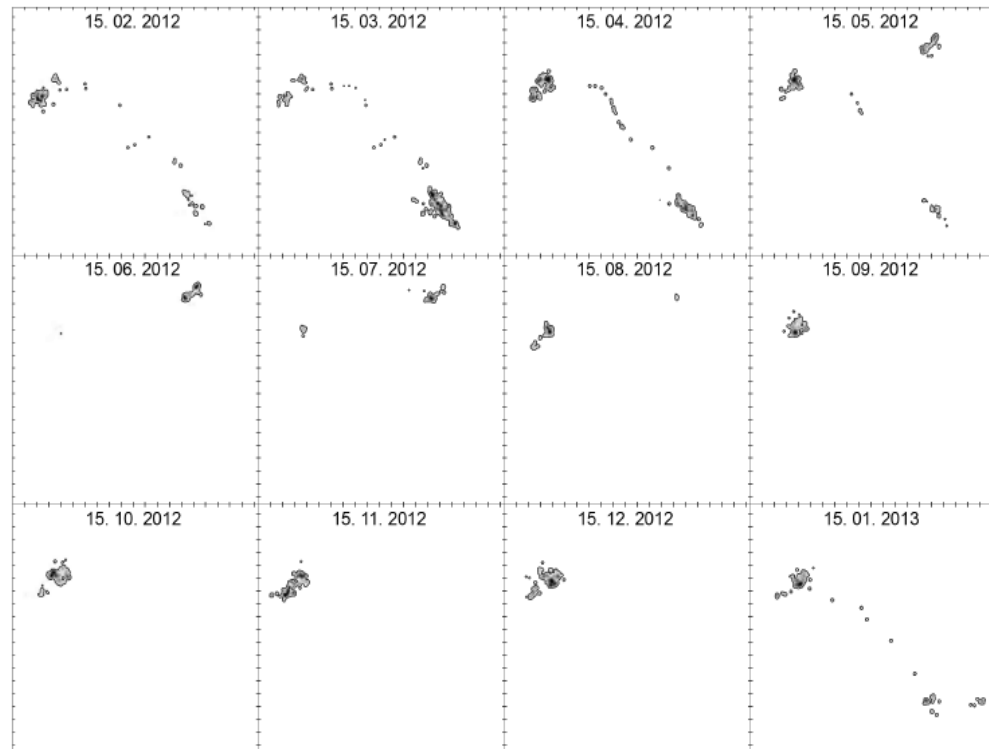


Fig. 6. Spatio-temporal dynamics of the monthly home range of the male 8768b, displaying periodical switches between three distinct patches. Twelve utilization distributions and 95 % home ranges, computed using the KC method, are displayed, covering the period from February 2012 to January 2013. The utilization distributions are in grey scale, with darker grey representing higher probability of occurrence. The corresponding 95 % home ranges are depicted as black solid lines. The marks on the borders are 1 km in width (note the different spatial scale than in Fig. 5).

examples (see their paper for the arguments as well as for the index formulation). We also calculated the overlap between January-April, April-July, July-October and October-January distributions, to assess the spatio-temporal dynamics on a larger temporal scale, as well as to ensure greater independence of the compared distributions (note that using the KC method, with the temporal smoothing parameter being 30 days, the successive distributions may be partly computed using the same data). The month pairs were chosen arbitrarily. However, January, April, July and October should represent periods of the year with different weather conditions and different stages of vegetation growth in the mild climatic zone. These months are also typically used in Czech climatic atlases (e.g. Quitt 1971, Hrnčiarová et al. 2009). We performed all the computations using the R statistical programming language (R Development Core Team 2008), version 2.15, namely using the AdehabitatHR package (Calenge 2006), version 0.3.4.

For data manipulation and visualization, we used the Microsoft Office Excel 2003 (Microsoft, Redmond, WA, USA) and ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, CA, USA).

Results

Data on home ranges were obtained for 13 males based on 66 to 760 days (mean 365 days, ca. 4380 locations) of observation. As the home range sizes calculated from the shortest data sets appeared to be unrealistically small when compared with the other values, we decided to set a minimum observation time of approximately six months as a criterion for inclusion of the dataset to the calculation of mean values. The exclusion of three individuals resulted in the mean observation length of 445 days (ca. 5340 locations on average), ranging from 177 to 760 days (see Table 1).

The mean home range size (\pm SD) was 3620 ha \pm 4026 ha (range from 239 to 12671 ha) using the MCP_{0.95}

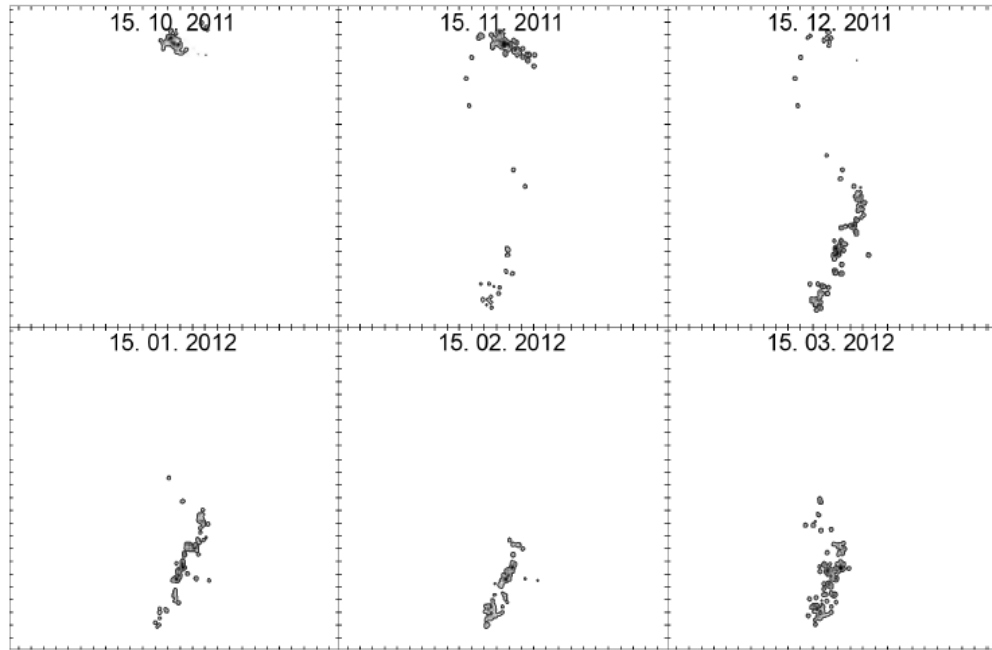


Fig. 7. Spatio-temporal dynamics of the monthly home range of the male 9658, recorded during a long distance movement. Six utilization distributions and 95 % home ranges, computed using the KC method, are displayed, covering the period from October 2011 to March 2012. The utilization distributions are in grey scale, with darker grey representing higher probability of occurrence. The corresponding 95 % home ranges are depicted as black solid lines. The marks on the borders are 1 km in width (note the different spatial scale than in Fig. 5).

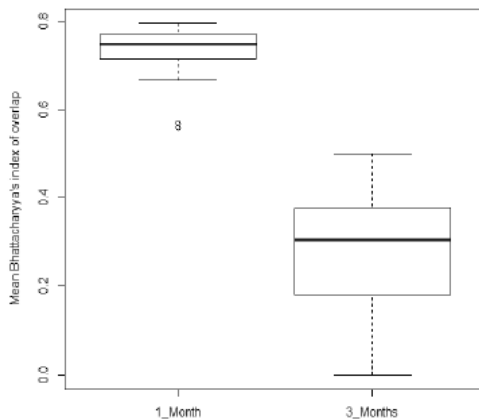


Fig. 8. Distributions of the intra-individual sika deer home range overlaps calculated using the Bhattacharyya's affinity index. The overlap is calculated from month to month (denoted as 1_Month method) as well as within three-month periods (i.e. between January-April, April-July, July-October and October-January utilization distributions; denoted as 3_Months method). The calculation is based on the utilization distributions estimated using the KC method (median indicated in bold).

method, $1163 \text{ ha} \pm 1292 \text{ ha}$ (range from 176 to 4828 ha) using the BB method, and $819 \pm 827 \text{ ha}$ (range from 114 to 3018 ha) using the $K_{0.95}$ estimation (see Table 1). As expected, the $MCP_{0.95}$ method always produced considerably higher values than the BB and K methods (see Fig. 2). The monthly home range size calculated by the KC method varied individually from 91 to 423 ha with the mean (\pm SD) being $264 \pm 100 \text{ ha}$. The temporal dynamics (Figs. 3 and 4) also exhibited seasonal variations.

The spatio-temporal dynamics of the utilization distributions estimated using the KC method (Figs. 5 to 7) displayed both individual and seasonal variability. In most cases, the distributions were multimodal, resulting in home ranges consisting of one to three relatively stable distinct main patches (sometimes with a number of smaller patches around), usually one to three kilometers away from each other. In two individuals (nos. 8768b and 9658) the behaviour was slightly different. As shown in Fig. 6, the male 8768b occupied three distinct patches about 10 km away from each other. Although the BB method was able to capture this behaviour by creating multimodal

utilization distribution and home range consisting of three main parts, the minimum convex polygon included the whole triangle between the three places, and thus mostly covered the area never visited by the deer. Similarly, the male n. 9658 was tracked during a movement between two distant patches (see Fig. 7), which resulted in the large home range estimate using all methods.

The relative spatio-temporal stability of most of the home ranges is also evident from relatively high values of the home range overlap during studied period (Fig. 8). The mean (\pm SD) value of the Bhattacharyya's index calculated for the pairs of subsequent months was 0.72 ± 0.07 (the range of individual means was 0.56 to 0.80, the absolute range was 0.24 to 0.98; $n = 145$ pairs in 13 inds.). As expected, the lowest overlaps were recorded for males with the largest home ranges (the males 8768b and 9658; see Figs. 6 and 7). In case of the three-month periods (i.e. comparisons between January-April, April-July, July-October and October-January distributions), the mean overlap was only 0.28 ± 0.13 (the range of individual means was 0.00 to 0.50, the absolute range was 0.00 to 0.78; $n = 40$ pairs in 10 inds.).

Discussion

Our study shows that male sika deer from an introduced population in north-western Bohemia use extensive home ranges, which exhibit some seasonal variability in size. There are some seasonal geographical shifts of home ranges; however, the deer do not display significant seasonal migration.

Most of the information about sika deer home range size comes from the species' native range. On the largest Japanese island, Honshu, home ranges of male deer reach 10 to 30 ha in the Shimane Prefecture, 40 to 70 ha in the Hyogo Prefecture, 50 to 80 ha in the Tanzawa Mts., 80 ha in the Nara Park, 70 to 140 ha in the Boso Peninsula, 150 ha in the Yamaguchi Prefecture, and 210 ha in the Odaigahara Mts. (Torii & Tatsuzawa 2009, Yabe & Takatsuki 2009 and references therein). A mean home range size of 192.52 ha calculated using the 95 % fixed kernel method (173.89 ha using $MCP_{0.95}$) was recorded in the Nikko National Park (Li et al. 2006). From the Kyushu Island, only a seasonal home range size of males is known with the mean of 50 ha (Yabe & Takatsuki 2009). The smallest home ranges were recorded in small island populations – for instance less than 100 ha in males from the Mage Island (Yabe & Takatsuki 2009), 10 to 20 ha in females from the Kinkazan Island (Yabe & Takatsuki 2009) or even 3 to 4 ha on the Nozaki Island (Endo & Doi 1996).

Outside Japan, data on home range sizes are available from the USA from the studies by Feldhamer et al. (1982) and Kalb et al. (2013), both focusing on young individuals. A single juvenile male studied by Feldhamer et al. (1982) was radio-tracked only during the summer months and its home range size was 182.5 ha (calculated by the harmonic mean method). Values reported by Kalb et al. (2013; 464 to 4121 ha) are generally congruent with our findings, although our study includes older males. As far as we know, the only other published data, describing sika deer home range size outside its native range, come from the British Isles (Swanson & Putman 2009, Uzal et al. 2013). Unfortunately, the published preliminary results (45 to 55 ha for adult and 60 to 70 ha for young males) from Ireland and Scotland are incomparable as no details on the methods used and the length of observation are provided in the publication by Swanson & Putman (2009) and the study by Uzal et al. (2013) from England focused only on females (mean home range sizes in two study areas were 87.37 and 107.76 ha, respectively).

Except for Kalb et al. (2013), all above mentioned values for males are about one order lower than our findings, but it should be noted that for example Li et al. (2006) and Feldhamer et al. (1982) carried out their studies only in a limited part of the year – in the summer season. In this case it may be more appropriate to compare their results with our mean monthly home range size (264 ha). The monthly home range size for both sexes in central Japan, specifically given by (Yabe & Takatsuki 2009), varies from 21 to 284 ha which is more or less congruent with our results. Nevertheless, it should be mentioned that the absolute value of monthly home range size in our study may be substantially biased by setting of the spatial smoothing parameters (see Methods).

If we compare our results with previous studies, the vast home ranges of sika deer observed in the Doupovské hory Mts. may have several explanations. The review by Yabe & Takatsuki (2009) showed that substantial variability in sika deer home range size depended on geographical and climatic conditions of the studied area. The variability is usually attributed to elevation and maximum snow depth, respectively, and thus migratory or sedentary life style of the deer (Yabe & Takatsuki 2009). Seasonal migration between two non-overlapping sites due to reduced food accessibility (McCullough 1985), typically under a snow cover, as known from some parts of the native area of distribution (e.g. Sakuragi et al. 2003, Li et al. 2006, Yabe & Takatsuki 2009), could

be a possible cause of larger home ranges. Our data, however, do not clearly support this eventuality. Although the mean spatial overlaps of home ranges in the three-month pattern are much lower than those in the month-to-month pattern, they still are almost one third. Moreover, the maximum snow depth in the study area usually does not exceed 50 cm, which is thought to be limiting for sika deer locomotion (Takatsuki 1992) and which may be a possible break point between the sedentary and migratory life styles (Takatsuki 1992, Yabe & Takatsuki 2009). During winter months, game in the study area was provided with supplementary food, which may affect deer movements and home range size (Jerina 2012). The places where supplementary food is provided are distributed throughout the study area (see Material and Methods) and the sika deer are thus not forced to long seasonal migrations to fulfil their nutritional requirements. Based on our data, the sika deer in the Doupovské hory Mts. seem to be sedentary.

The two possible exceptions among the tracked animals, i.e. males with the largest home ranges and low home range overlaps (nos. 8768b and 9658), were recorded during long-distance movements between two or three distant sites (see Figs. 6 and 7). The limited length of observation, especially in case of the male no. 9658 (see Table 1), does not allow us to decide whether this behaviour is connected with their seasonal migration, dispersal from natal home range or whether they just possessed unusually large home ranges. Nevertheless, the periodical switches between two or more distinct (more or less distant) sites observed in several individuals including the deer 8768b (see Figs. 5 to 7) deserve further investigation, covering also local habitat data.

An alternative explanation of the large home range size of the sika deer recorded in our study may lie in a different, particularly low, habitat productivity of the studied area and wide dispersion of food sources (but see the opposite effect of winter supplementary feeding mentioned above) that may lead to extension of the home ranges. This was indicated by Endo & Doi (1996), Borkowski & Furubayashi (1998) and Uzal et al. (2013). Low habitat productivity/availability of food may be a possible reason of the observed seasonal changes in home range sizes (see Figs. 3 and 4), especially the enlargement of home ranges during spring when the deer need more energy for antler growth or after rut when they gather reserves for winter. By contrast, the late summer minimum of home range size may be related to high abundance of food and dense cover at the peak of the vegetation

season (Borkowski & Furubayashi 1998). Also the winter minimum of home range size (Figs. 3 and 4) may be connected with nutritional requirements, particularly due to a limited rate of processing of the winter low-quality food available to large ungulates in the temperate zone that leads to the reduction of food intake and reduction of home range size (Irvin & Peak 1983, Clarke & Henderson 1984, Myrsterud et al. 2001). Moreover, the winter home range size minimum is affected by supplementary feeding (see above), which possibly allows animals to meet their requirements almost at a single spot, and of course by higher energy expenses of locomotion in snow cover (Moen 1976). However, we do not expect that the lower productivity alone would lead to an order larger "annual" home range size, considering our preliminary data on females from the same area, which indicate much lower home range sizes – basically congruent with commonly reported values.

Another possibility is connected with population density of the deer and perhaps with male mating strategies. Among Cervidae it is usual that the size of an individual home range is negatively correlated with the density of individuals (e.g. Vincent et al. 1995, Kjellander et al. 2004, Jerina 2012). This effect is well pronounced in sika deer females where the lowest home range sizes were observed in very dense small island populations (Endo & Doi 1996). When compared to the published data (e.g. 10 to 40 inds./km² Mt. Odaigahara, central Japan – Ando & Shibata 2009; 27.6 inds./km² Kenting national park, Taiwan – Pei 2009; 11 to 12 inds./km² Lulworth, England; 14 to 44 inds./km² County Wicklow, Ireland; 42-45 inds./km² high density population in Scotland – Swanson & Putman 2009 and references there in; ca. 42 inds./km² Kinkazan island, Japan and ca. 56 inds./km² Mage island, Japan – Yabe & Takatsuki 2009 and references there in; 310 inds./km² Nozaki island, Japan – Endo & Doi 1996), the density of sika deer in the studied area is rather low and this alone may be a reason for the large home ranges.

Several mating tactics are known in sika deer males. They may maintain a "mating territory", keep a "harem", or use strategies such as "tending bond" and "sit and wait" (Endo 2009, Miami et al. 2009). The mentioned strategies may vary according to population density with a tendency of the "mating territoriality" to be positively related to the density. In low densities and diverse landscapes, the "tending bond" strategy (mating system where a male consorts an oestrus female) would thus be more advantageous (Miami et al. 2009 and references there in), and larger male

home ranges can be expected than in a population with territorial males. However, we observed no significant changes in home range size during the rut (see Fig. 4), which means that this explanation is not absolute. Moreover, most of the males in our study are below the age typical for dominant territorial males – 5 to 13 years according to Miami et al. (2009) – and thus their typical mating behaviour may have not become evident so far.

Home range size and spatial activity of deer is affected by human disturbances (Edge & Marcum 1985, Jeppesen 1987, Borkowski & Furubayashi 1998, Jerina 2012, Uzal et al. 2013), however, their impact can be different. Deer usually become accustomed to disturbances that are not in a direct conflict with them, such as traffic or other noise and light effects (e.g. Edge & Marcum 1985, Jeppesen 1987). This kind of disturbance typically does not affect home range size, but it does influence its spatial position or behaviour of the animals as they may for instance use the affected area only nocturnally (Jeppesen 1987, Uzal et al. 2013). Military training, which is intensive but occurs at the limited and relatively small invariable places of shooting ranges, and traffic thus probably have only a negligible effect on the home range size. On the contrary, the impact of disturbance caused by intensive hunting may be substantial. In areas where the deer are regularly hunted, their flight distances

are longer (de Boer et al. 2004), they avoid open habitats (Kilgo et al. 1998) and their home ranges are significantly larger (Jeppesen 1987). Although our sample size precludes statistical testing, there seems to be a trend to enlarge home range during the hunting season (see Fig. 4 – especially the hunting seasons of 2011 and 2012).

In conclusion, our research showed that sika deer males from the introduced population in north-western Bohemia use vast annual home ranges, but they do not display significant seasonal migration. We suggest that the explanation of the unusual home range size may lie in the low population density and possibly in male mating system. However, future research, focussed especially on females and older males, is needed.

Acknowledgements

We are much obliged to Annette Krop-Benesch (Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin), Vladimír Vohralík (Charles University, Prague) and two anonymous reviewers for their useful comments on an earlier draft of the manuscript and Eva Cepáková (Czech Bat Conservation Society, Prague) for linguistic revision. This study was supported by Military Forestry and Lands, state enterprise; Ministry of Agriculture of the Czech Republic, National Agency for Agricultural Research – programme „Complex Sustainable Systems in Agriculture 2012–2018“ (NAZV-KUS), grant no. QJ1220314 and Czech University of Life Science, Prague, University-wide Internal Grant Agency (CIGA ČZU), grants nos. 20104301 and 20114306.

Literature

- Anderson D.P., Forester J.D., Turner M.G., Frair J.L., Merrill E.H., Fortin D., Mao J.S. & Boyce M.S. 2005: Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*) in North American landscapes. *Landscape Ecol.* 20: 257–271.
- Ando M. & Shibata E. 2009: Bark-stripping preferences of sika deer and its seasonality on Mt. Ohdaigahara, central Japan. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 207–216.
- Aramilev V.V. 2009: Sika deer in Russia. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 475–499.
- Banwell B.D. 2009: Sika deer in New Zealand. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 643–656.
- Bartoš L. 2009: Sika deer in continental Europe. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 573–594.
- Borkowski J. & Furubayashi K. 1998: Home range size and habitat use in radio-collared female sika deer at high altitudes in the Tanzawa Mountains, Japan. *Ann. Zool. Fenn.* 35: 181–186.
- Burt W.H. 1943: Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J. Mammal.* 24: 346–352.
- Calenge C. 2006: The package “adehabitat” for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol. Model.* 197: 516–519.
- Calenge C., Guillemin M., Gauthier-Clerc M. & Simon G. 2010: A new exploratory approach to the study of the spatio-temporal distribution of ring recoveries: the example of teal (*Anas crecca*) ringed in Camargue, Southern France. *J. Ornithol.* 151: 945–950.
- Clarke C.M.H. & Henderson J.R. 1984: Home range size and utilization by female chamois (*Rupicapra rupicapra*) in the Southern Alps, New Zealand. *Acta Zool. Fenn.* 171: 287–291.
- De Boer H.Y., Van Breukelen L., Hootsmans M.J. & Van Wieren S.E. 2004: Flight distance in roe deer *Capreolus capreolus* and fallow deer *Dama dama* as related to hunting and other factors. *Wildlife Biol.* 10: 35–41.
- Edge W.D. & Marcum C.L. 1985: Movements of elk in relation to logging disturbances. *J. Wildlife Manage.* 49: 926–930.
- Endo A. 2009: Variation in mating behavior of sika deer: mating behavior of sika deer on Nozaki Island. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 285–296.

- Endo A. & Doi T. 1996: Home range of female sika deer *Cervus nippon* on Nozaki Island, the Goto Archipelago, Japan. *Mamm. Study* 21: 27–35.
- Feldhamer G.A. & Demarais S. 2009: Free-ranging and confined sika deer in North America: current status, biology and management. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 615–641.
- Feldhamer G.A., Dixon K.R. & Chapman J.A. 1982: Home range and movement of sika deer (*Cervus nippon*) in Maryland. *Z. Säugetierkd.* 47: 311–316.
- Fieberg J. & Kochanny C.O. 2005: Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *J. Wildlife Manage.* 69: 1346–1359.
- Fischer J.W., Walter W.D. & Avery M.L. 2013: Brownian bridge movement models to characterize birds' home ranges. *Condor* 115: 298–305.
- Frair J.F., Fieberg J., Hebblewhite M., Cagnacci F., DeCesare N.J. & Pedrotti L. 2010: Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philos. T. R. Soc. B.* 365: 2187–2200.
- Graves T.A. & Waller J.S. 2006: Understanding the causes of missed global positioning system telemetry fixes. *J. Wildlife Manage.* 70: 844–851.
- Herfindal I., Linnell J.D.C., Odden J., Nilsen E.B. & Andersen R. 2005: Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *J. Zool. (Lond.)* 265: 63–71.
- Horne J.S., Garton E.O. & Sager-Fradkin K.A. 2007a: Correcting home-range models for observation bias. *J. Wildlife Manage.* 71: 996–1001.
- Horne J.S., Garton E.O., Krone S.M. & Lewis J.S. 2007b: Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology* 88: 2354–2363.
- Hrnčiarová T., Mackovčín P., Zvara I. et al. 2009: Landscape atlas of the Czech Republic. Ministry of Environment of the Czech Republic and The Silva Tarouca Research Institute for landscape and ornamental gardening, p.r.i., Praha and Průhonice.
- Irwin L.L. & Peek J.M. 1983: Elk habitat use relative to forest succession in Idaho. *J. Wildlife Manage.* 47: 664–672.
- Jeppesen J.L. 1987: Impact of human disturbances on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in Danish environment. *Danish Review of Game Biology* 13 (2): 1–38.
- Jerina K. 2012: Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *J. Mammal.* 93: 1139–1148.
- Kalb D.M., Bowman J.L. & Eyster B.T. 2013: Dispersal and home-range dynamics of exotic, male sika deer in Maryland. *Wildlife Res.* 40: 328–335.
- Kawamura Y. 2009: Fossil record of sika deer in Japan. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 11–25.
- Keating K.A. & Cherry S. 2009: Modelling utilization distributions in space and time. *Ecology* 90: 1971–1980.
- Kilgo J.C., Labisky R.F. & Fritzen D.E. 1998: Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida panther. *Conserv. Biol.* 12: 1359–1364.
- Kjellander P., Hewison A.J., Liberg O., Angibault J.M., Bideau E. & Cargnelutti B. 2004: Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia* 139: 478–485.
- Lagos V.O., Contreras L.C., Meserve P.L., Gutiérrez J.R. & Jaksic F.M. 1995: Effects of predation risk on space use by small mammals: a field experiment with a Neotropical rodent. *Oikos* 74: 259–264.
- Larter N.C. & Gates C.C. 1990: Home ranges of wood bison in an expanding population. *J. Mammal.* 71: 604–607.
- Lewis J.S., Rachlow J.L., Garton E.O. & Vierling L.A. 2007: Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *J. Appl. Ecol.* 44: 663–671.
- Li Y., Homma K., Ohnaka K. & Koganezawa M. 2006: Summer home range size and inner structure of forest sika deer *Cervus nippon* in Nikko, Japan. *Acta. Zool. Sinica* 52: 235–241.
- McCullough D.R. 1985: Long range movements of terrestrial mammals. *Contrib. Mar. Sci.* 27: 444–465.
- McCullough D.R. 2009a: Sika deer in Korea and Vietnam. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 541–548.
- McCullough D.R. 2009b: Sika deer in Taiwan. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 549–560.
- McCullough D.R., Jiang Z.-G. & Li C.-W. 2009: Sika deer in mainland China. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 521–539.
- McNab K.B. 1963: Bioenergetics and the determination of home range size. *Am. Nat.* 97: 133–140.
- Miami M., Ohnishi N., Okada A. & Takatsuki S. 2009: Reproductive ecology of sika deer on Kinkazan Island, northern Japan: reproductive success of males and multi-mating of females. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 297–317.
- Moen A.N. 1976: Energy conservation by white-tailed deer in the winter. *Ecology* 55: 192–198.
- Mysterud A., Pérez-Barbería F.J. & Gordon I.J. 2001: The effect of season, sex and feeding style on home range area vs. body mass scaling of temperate ruminants. *Oecologia* 127: 30–39.
- Pei K.J.C. 2009: The present status of the re-introduced sika deer in Kenting national park, southern Taiwan. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 561–570.
- Powell R.A. 2000: Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani L. & Fuller T. (eds.), Research techniques in animal ecology. Columbia University Press, New York: 65–110.

- Quitt E. 1971: Climatic regions of Czechoslovakia. *Studia Geographica* 16: 1–83. (in Czech with English summary)
- R Development Core Team 2008: R: a language and environment for statistical computing. Downloaded on 13 May 2013. <http://www.R-project.org>
- Sakuragi M., Igota H., Uno H., Kaji K., Kaneko M., Akamatsu R. & Maekawa K. 2003: Seasonal habitat selection of an expanding sika deer *Cervus nippon* population in eastern Hokkaido, Japan. *Wildlife Biol.* 9: 141–153.
- Seaman D.E. & Powell R.A. 1996: An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77: 2075–2085.
- Singleton I. & van Schaik C.P. 2001: Orangutan home range size and its determinants in a Sumatran swamp forest. *Int. J. Primatol.* 22: 877–911.
- Swanson G.M. & Putman R. 2009: Sika deer in the British Isles. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), *Sika deer: biology and management of native and introduced populations*. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 595–614.
- Takatsuki S. 1992: Foot morphology and distribution of sika deer in relation to snow. *Ecol. Res.* 7: 19–23.
- Torii H. & Tatsuzawa S. 2009: Sika deer in Nara park: unique human-wildlife relations. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), *Sika deer: biology and management of native and introduced populations*. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 347–363.
- Uzal A., Walls S., Stillman R.A. & Diaz A. 2013: Sika deer distribution and habitat selection: the influence of the availability and distribution of food, cover, and threats. *Eur. J. Wildlife Res.* 59: 563–572.
- Vincent J.P., Bideau E., Hewison A.J.M. & Angibault J.M. 1995: The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *J. Zool. (Lond.)* 236: 371–382.
- Wand M.P. & Jones M.C. 1995: Kernel smoothing. Chapman and Hall/CRC, London.
- Wolf R. 1986: Sika deer. In: Husák F., Wolf R. & Lochman J. (eds.), *Fallow deer, sika deer, white-tailed deer*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha: 149–227. (in Czech with Russian and German summary)
- Worton B.J. 1989: Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- Worton B.J. 1995: A convex hull-based estimator of home-range size. *Biometrics* 51: 1206–1215.
- Yabe T. & Takatsuki S. 2009: Migratory and sedentary behavior patterns of sika deer in Honshu and Kyushu, Japan. In: McCullough D.R., Takatsuki S. & Kaji K. (eds.), *Sika deer: biology and management of native and introduced populations*. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: 273–283.

- 5.3. Macháček, Z., Dvořák, S., Ježek, M., Zahradník, D., 2014. Impact of interspecific relations between native red deer (*Cervus elaphus*) and introduced sika deer (*Cervus nippon*) on their rutting season in the Doupovské hory Mts. Journal of Forest Science. (in print).**

Impact of interspecific relations between native red deer (*Cervus elaphus*) and introduced sika deer (*Cervus nippon*) on their rutting season in the Doupovské hory Mts.

Z. MACHÁČEK, S. DVOŘÁK, M. JEŽEK, D. ZAHRADNÍK

Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

Corresponding author:

*Ing. Zdeněk Macháček, VLS ČR, s.p., divize Karlovy Vary, LS Valeč č.p.36, 364 55, Czech Republic
tel: +420602425981, e-mail: zdenek.machacek@vls.cz*

Game management article, 17 pages, 6 Figures, 1 Table

ABSTRACT: Behaviour of the sika and red deer during rutting season is highly variable in relation to vocalization, habitat preference during the rut, and onset and termination of rutting. The red deer is a native species in Central Europe, but the areas where it lives in sympatry with the introduced sika deer have been increasing in the last three decades. Such situation can be found in the Doupovské hory Mts., where sika deer has been intensively spreading. Hybridization between the two species and changes in behaviour are the most important problems. In this study we prove the shift in rutting period shown by both species. To evaluate the shift in rutting season, we used a very extensive long-term data set on deer shot within the Military Training Area. These changes occur very slowly, however, and are very difficult to monitor and evaluate in the wild. Based on our results, timing of the rutting season has converged at the mean rate of 0.62 day per year (rutting season starts later in the red deer and earlier in the sika deer).

Keywords: rutting season, influence, shooting date, population density, military area, game management

The timing and synchronization of the rut and subsequent period of producing offspring is a fundamental determinant of reproduction in seasonal environments (LOE et al. 2005). This phenomenon is most frequently related to the timing of vegetation growth after winter. Synchronization of the rut and birth of the young is usually studied in connection with climate changes (WALTHER et al. 2002; COULSON 2005; LOE et al. 2005) or female body condition (see STEVENSON and BRYANT 2000). The influence of climate changes on biodiversity and the related influences on phenology and life history traits are generally known (PLARD et al. 2014). Animals living at higher elevations or latitudes and species with high plasticity also frequently exhibit adaptations of life history in relation to breeding phenology. Animals living in northern areas or at higher elevations usually have a more synchronized breeding season than do individuals of the same species living at lower elevations or closer to the equator (LOE et al. 2005). In this study we focussed on timing of the rutting season in the red deer (*Cervus elaphus*). Its breeding phenology is dependent on climate conditions. For

example, the rut in Europe begins in the west and subsequently shifts towards the east, which is usually explained in relation to the continental climate of the eastern areas. The dependence of the onset of the rut on climate conditions has been demonstrated by COULSON et al. (2003) when in a red deer population on the Isle of Rum, Scotland, a 10-day shift in the onset of the rut occurred in connection with global warming over the period of 30 years. Nowadays the rut in this population begins earlier than in the past. When comparing breeding phenology of deer in France and Norway, LOE et al. (2005) concluded that temperature and the related spring onset of vegetation growth were essential for the timing and synchronization of the rut. Nevertheless, they state that female weight also plays an important role. The rut and therefore the birth of offspring were more synchronized in Norway than in France. In relation to this, the condition of females in Norway (measured as autumn body weight) demonstrated a notably lower range than that of females in France. In France, a female with higher autumn weight produced offspring earlier. Similar results were reported also by LANGMATH et al. (2004) in Norway, who also noted higher female ovulation synchronization in higher population densities, albeit with some delay. The latter study also confirmed the generally known fact that older females are the first to enter the rut (i.e. the start of ovulation). It also reported that females that had not ovulated in the previous year (usually as a result of poor condition), subsequently ovulated earlier than did other females of the same age.

The shift in ovulation is, of course, related to the onset of the male rut and their activity which is induced by the female oestrus phase. Male vocalization is therefore usually most pronounced when the females come into their oestrus peak and lasts 4–5 weeks (CLUTTON-BROCK and ALBION 1979). Male activity also increases during the rut. They seek out rutting females, change the locations of their standard home territories and join the females. A higher number of males are concentrated near the females. Activity during both day and night is also significantly increased (KAMLER et al. 2008; PÉPIN et al. 2009). The likelihood of being killed by a hunter rises with the increasing male vocalization (MILNER et al. 2006). Hunting of the rutting male deer has very deep cultural roots in Central Europe and is a part of the hunting tradition. In Central Europe, the largest numbers of reproductively active deer are shot at the peak of rut (i.e. in the period of most intensive vocalization).

In recent decades, the non-native sika deer (*Cervus nippon*) has been spreading into many areas in Central Europe. It is a species originating from Asia, and it has been significantly expanding its range especially in the Czech Republic, doing so even within the traditional range of the red deer (BARTOŠ 2009). Sika deer exhibit a high degree of variability in the mating system (BARTOŠ et al. 1998). The harem system was reported from New Zealand and England (PUTMANN and MANN 1990), resource-based territories from native areas such as Russia and Japan (BARTOŠ et al. 2003), and lek territoriality in an introduced population in the Czech Republic (BALMFORD et al. 1993). The peak rut activity has been recorded to occur between 17–19 October in Austria (BARTOŠ et al. 2003, enclosure area) and during October in the Czech Republic (free ranging population) (BALMFORD et al. 1993). Intensive growth in the sika deer population influences the condition of forest ecosystems. Forest management authorities pay much attention to measures protecting the stands against damage from animals, and in forestry circles the actual size of the ungulate game population which affects the specific forest ecosystems is debated (SLODOČÁK et al. 2008). Sika deer overpopulation and its influence on the newly colonized environment and on populations of other game species is a problem in many places around the world. The impact of non-native deer overpopulation has been recorded and described in North America (ALVERSON et al. 1988; ROONEY 2001; RUSSELL et al. 2001; ROONEY and WALLER 2003), Great Britain

(FULLER and GILL 2001; KIRBY 2001), Europe (HOMOLKA and HEROLDOVA 2003; SCHULTZ et al. 2003) and New Zealand (STEWART and BURROWS 1989). The spreading of certain deer species across the world and their influence on the environment is described as very unsettling (TAKATSUKI 2009)

Competition for food, the related damage to agricultural and forest stands, and especially spontaneous hybridization with the red deer are considered to be the main problematic interactions of the sika deer with the autochthonous species (BARTOŠ and ŽIRŮVNECKÝ 1982; GEHLE and HERZOG 1998; GOODMAN et al. 1999). Crossbreeding with red deer has been declared one of the main threats (BARTOŠ 2009; SENN et al. 2010; BIEDRZYCKA et al. 2012), and generally hybridization with autochthonous species is considered to be one of the greatest problems for global biodiversity (ARNOLD 2004). Hybridization in free-ranging areas has been molecularly demonstrated only at a few sites (MCDEVITT et al. 2009; SENN et al. 2010), and mainly in Great Britain. Nevertheless, signs of hybridization are becoming increasingly apparent in other areas too.

The aim of this study is to describe changes in behaviour and reproduction phenology in the red deer and sika deer in areas where both species are present. The shift in the rutting season and female ovulation we tried to document could be a sign of hybridization and behavioural changes.

MATERIAL AND METHODS

Study Area

Research and monitoring was carried out in the Doupovské hory Mts., north-western Bohemia, Czech Republic. Almost two thirds of the area are used for military purposes (see Fig. 1). The Military Training Area (hereinafter referred to as MTA) has a very restricted public access and hiking is entirely prohibited. This has an undeniable influence on the development of game populations (LOVARI et al. 2006). The current extent of the Hraditě MTA is 331.61 km², which makes it the largest such area in the Czech Republic and one of the largest in Central Europe. As a result, a number of successive forest development stages and growths of shrubs (dog rose, midland hawthorn, blackthorn) can be found across a large area. In a number of cases, these already have transformed into young deciduous forests (European aspen, sycamore, common ash, wild cherry). Large areas of these growths have very poor access and are sought out by game because of their calmness and large food availability. Plant communities in the Doupovské hory Mts. are represented as follows: coniferous and mixed forests make up 45%, stands undergoing succession 39%, and meadows, pastures, shooting ranges and other areas without tree and bush layer 16%. Elevation of the area ranges from 350 to 934 m a.s.l.

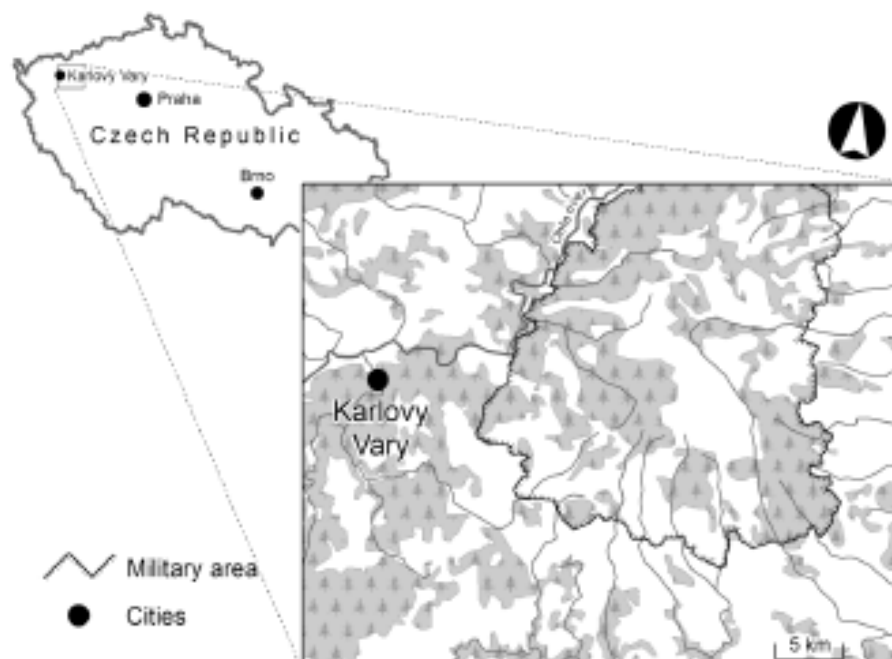


Fig. 1. The Doupovské hory Mts. on a map of the Czech Republic

Populations of two sympatric deer species, the red deer and sika deer, are very abundant in the Doupovské hory Mts.. In recent decades, sika deer populations have spread spontaneously into the Czech Republic (HOMOLKA and HEROLDOVA 2003), and the Doupovské hory Mts. are a typical example of their new range. Within the MTA, the first mentions of hunted sika deer come from 1968. The two populations significantly affect each other. Increase in numbers (hunted individuals) of the red and sika deer in the last 44 years are shown in Fig. 2. Strong influence of the sika deer on the autochthonous red deer population is the reason why interactions between the introduced sika deer and native species of ungulate game (to which the sika is a new competitor) need to be studied.

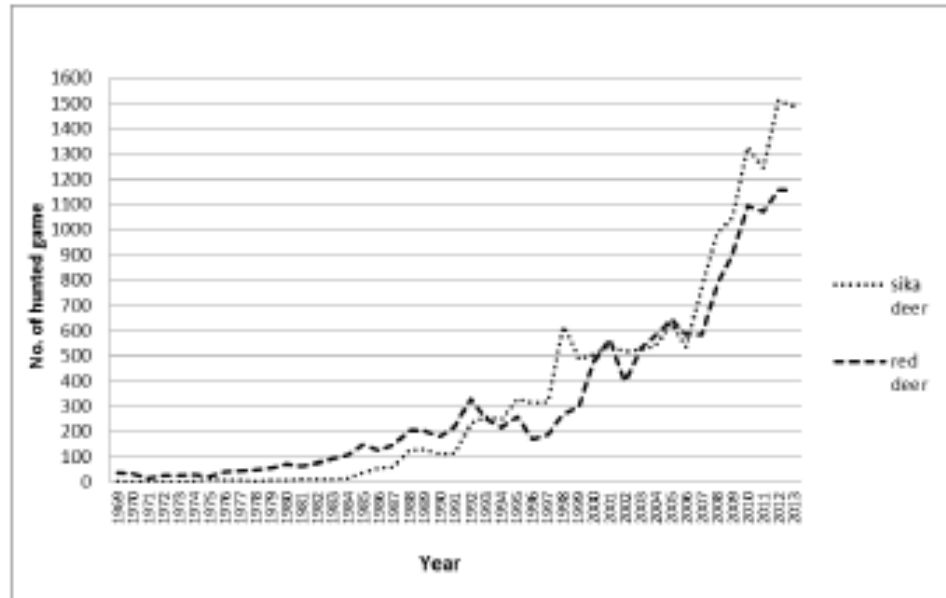


Fig. 2. Numbers of sika and reddeer individuals hunted in the study area in 1969-2013.

Data collection and statistics

The current Hradiště MTA is an integrated hunting ground (Karlovy Vary region in western Bohemia). Since establishment of the hunting ground in 1953, hunting operations and game population management have been carried out by the Karlovy Vary division of the state enterprise Vojenské lesy a statky České republiky, státní podnik (hereinafter referred to as "Military Forestry and Lands"). In this unified hunting area, detailed data on the hunted large game are collected. Since 2004, the data are uniformly recorded in the "Myslivost" (Game Management) software (produced by Karel Janeček, Yamaco Software). Eleven variables are recorded within 24 hours of each kill: tag number, date of kill, species of game, sex, hunting method, name of hunter, estimated age of the animal, its dressed weight, estimated live weight, trophy, and trophy point score. Hunting is conducted either directly by employees of the Military Forests and Lands or in their presence, and employees receive financial remuneration for hunted animals and for accompanying a hunt, which ensures precise data recording. The total annual bag fluctuates around an average of 2,000 individuals of hunted red and sika deer in the Hradiště MTA, however, the population has been increasing. The rising number of hunted deer with representation of hunted males is shown in Fig. 3.

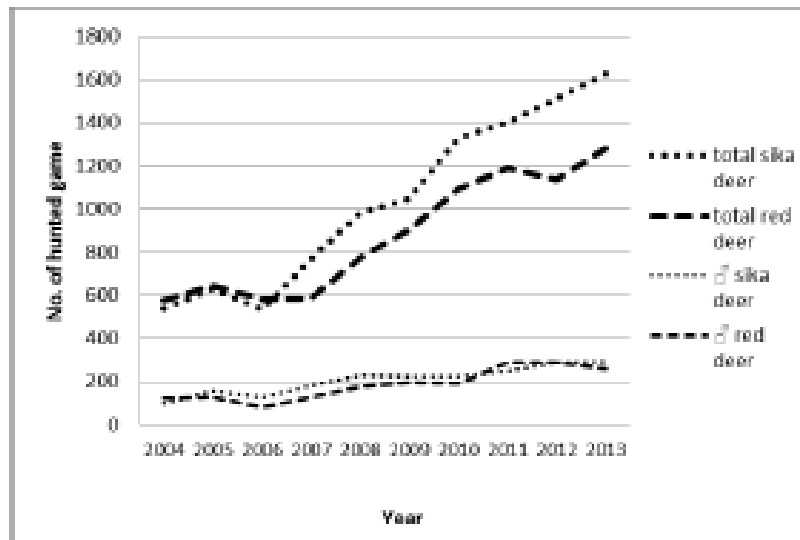


Fig. 3. Increasing populatin of red and sika deer in the Hradiště MTA over 10 years (2004 - 2013) – total number of hunted individuals.

Hunting in the mating season is essential for the total number of hunted males (see Fig. 4.). In the last six years, male deer are hunted also on drive hunts, so hunting outside the mating season is more successful than 10 years ago.

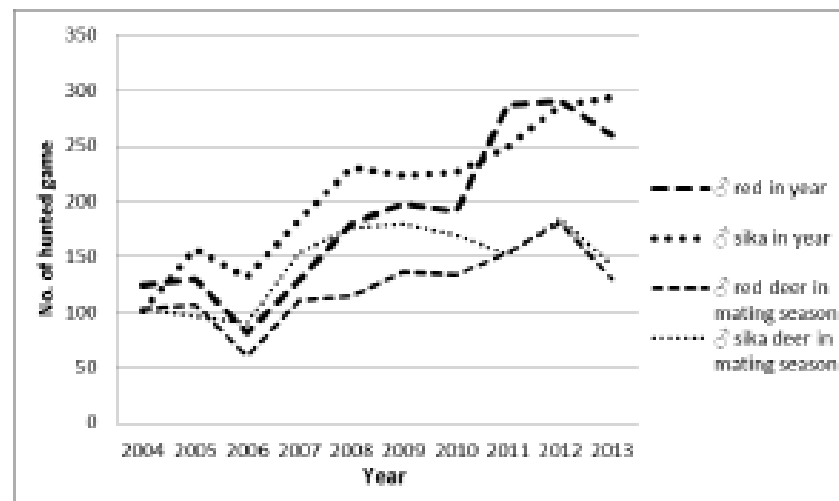


Fig. 4. Numbers of hunted males of the red and sika deer in the Hradiště MTA during 10 years (2004 - 2013).

Based on direct observations and evaluation of data on male kills, we used adult male kills as the basic variable determining peak and timing of the rut. As noted above, the activity of males during the rut increases

considerably (KAMLER et al. 2008; PÉPIN et al. 2009) and there is therefore a higher probability of them being killed. We worked on the assumption that males show the highest spatial activity during the rut (Georgii and Schroder 1983). At the same time, we assumed that females enter oestrus continuously depending on age and this timing is not affected by short-term weather phenomena (Lee et al. 2005). This is also related with male activity during the rut, which increases with the number of females entering oestrus. We also supposed that the intensity of hunting pressure is constant in the area during the rutting period. Hunting guides continuously accompany hunting guests throughout September and October. Each hunting guide has an assigned part of the hunting area, and after a successful hunt with the hunter, he has to accompany a new hunter the next day. Therefore the number of hunters (and also the level of hunting pressure) is constant over the entire rutting period. Moreover, there were no changes in the age structure of harvested red deer and sika deer during the study period (tested by Kruskal-Wallis ANOVA) and the median value of age was 4-5 years in the red deer and 4 years in the sika deer (except 2004) (see supplementary material).

Data on deer harvest were gathered during the period 2004-2013. For the purpose of this study, we selected data that fulfilled the following criteria:

1. An adult male was hunted.
2. The individual type of hunt was applied.
3. The hunt took place between 1 September and 31 October. The period was extended in 2012 and 2013 when the deer were hunted also in November, till the first day when no deer was hunted during the individual type of hunt.

Table 1. Number of harvested deer individuals during the mating season.

Calendar year	Red deer	Sika deer
2004	103	102
2005	107	96
2006	60	90
2007	110	154
2008	114	176
2009	136	179
2010	133	169
2011	154	152
2012	180	184
2013	130	143

Direct observation suggests that in the red deer, the rutting season has shifted to a later part of the year in recent years, while in the sika deer it has shifted to an earlier part of the year. Timing of the rutting season in individual years was determined using hunting data. We assumed that the peak of the rutting season coincided with the mean date of the hunting season.

The potential relationship between the calendar year and the hunting season for each species was assumed to be linear:

$$y = \alpha + \beta x, \quad (1)$$

where y is the date of hunting, x is the calendar year and $\alpha, \beta \in \mathbb{R}$ are parameters. In order to verify the aforementioned assumptions, we tested the null hypothesis that the hunting season for red deer (and for sika deer separately) is independent of the calendar year

$$H_0 : \beta = 0, \quad (2)$$

against the alternative hypothesis that there is a linear trend

$$H_1 : \beta \neq 0. \quad (3)$$

The parameters of our model were estimated by the least squares method and subsequently a standard statistical analysis was carried out. Let us denote by n the number of x and y measurements carried out, by s the residual standard error of the least squares estimate of (1),

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-2} \sum_{i=1}^n (y_i - a - bx_i)^2} \quad (4)$$

and by b an estimate of β . It can be shown that, assuming (2) holds, the test statistic

$$T = \frac{b}{s} \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (5)$$

has a Student's t -distribution with $n-2$ degrees of freedom. In addition, we can compute the confidence interval for β as

$$b \pm t_{n-2}(\alpha) s \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}} \quad (6)$$

and the confidence interval for regression line (1) as

$$a + bx \pm s \sqrt{2F_{2,n-2}(\alpha)} \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{(x - \bar{x})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}} \quad (7)$$

(SASOBN 2011).

To prove the assumption that the hunting and rutting seasons converge, we tested the homogeneity of the two estimates $\hat{\beta}_1$ and $\hat{\beta}_2$, where $\hat{\beta}_1$ is a least square estimate of the slope β_1 in model (1) for red deer and $\hat{\beta}_2$ is an

estimate of the slope β_2 for sika deer. That is to say that we tested the hypothesis that they can be considered to be estimates of a common β , i.e.

$$H_0 : \beta_1 = \beta_2, \quad (8)$$

against the alternative hypothesis

$$H_1 : \beta_1 \neq \beta_2. \quad (9)$$

It can be shown (SUSUKEN 2011) that the test statistic

$$H_0 : \beta_1 = \beta_2, \quad (10)$$

where $\hat{\beta}_1$ and $\hat{\beta}_2$ are estimates of slopes in two linear models, n_1 and n_2 are corresponding numbers of measurements, and

$$s = \frac{s_1^2 + s_2^2}{n_1 + n_2 - 4}, \quad (11)$$

where s_1 and s_2 are residual standard errors, has a Student's t -distribution with $n_1 + n_2 - 4$ degrees of freedom, assuming that (8) holds.

RESULTS AND DISCUSSION

Red deer Results of the evaluation of model (1) are shown in Table 1.

Table 1. Red deer – estimates of linear model parameters

Parameter	Estimate	Std. Error	Test statistic
a	-405.8	222.6	-1.82
b	0.3376	0.1108	3.05

The value of test statistic (5) is $T = 3.05$ at 1225 df. Null hypothesis (2) can thus be rejected at the significance level 0.01 and the estimate of parameter β takes on a positive value. The 99% confidence interval for β is $(0.05, 0.62)$. The shift in the red deer hunting season to later weeks appears to be statistically significant. Given the relationship between the hunting season and the rutting season, we can also assume a similar shift in the rutting season. A graphic overview of the data and the fitted model (1) are shown in Fig. 5.

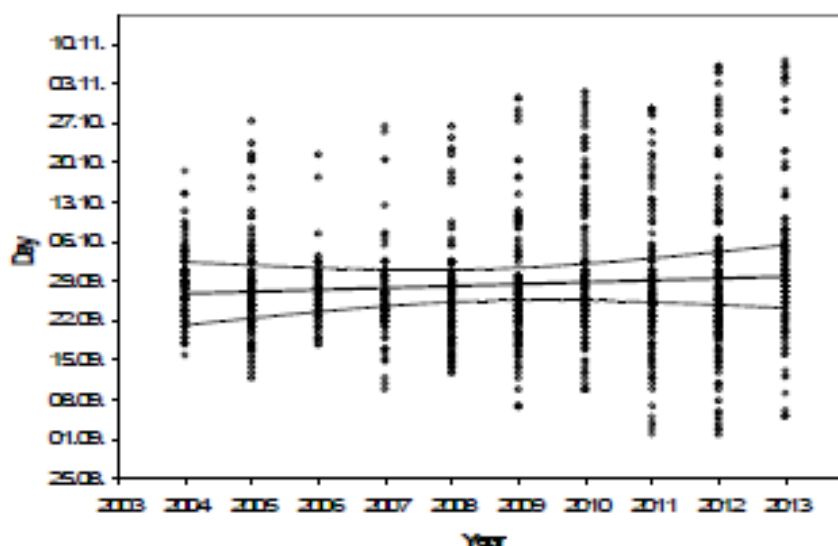


Fig. 5. Red deer hunting season during the period under evaluation

Sika deer

Table 2. Sika deer – estimates of linear model parameters

Parameter	Estimate	Std. Error	Test statistic
a	849.8	193.6	4.39
b	-0.2822	0.0964	-2.93

The value of test statistic (5) is $T = -2.93$ at 1443 df. Null hypothesis (2) can again be rejected at significance level 0.01, but the estimate of parameter β takes on a negative value this time. The 99% confidence interval for β is $(-0.53, -0.03)$. The shift in the sika deer hunting season (and rutting season) to earlier weeks appears to be statistically significant (see Fig. 6).

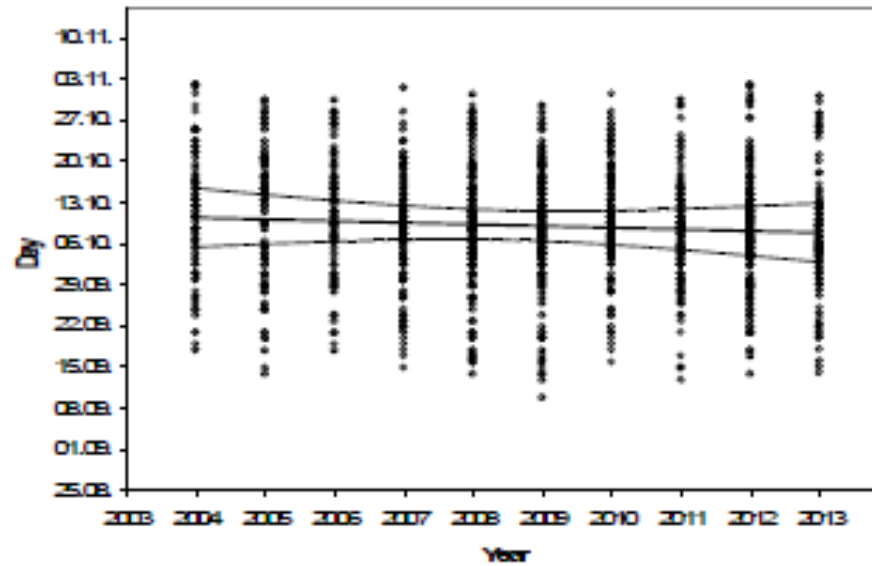


Fig. 6. Sika deer hunting season during the period under evaluation

Values of β represent the average yearly shift of the mating season. During the study period, the shift was 0.338 days in the red deer and 0.282 days in the sika deer. Our results revealed that the mating season of the red deer shifts by 0.338 days forwards a year, and the mating season of the sika deer shifts by 0.282 days backwards. The mating seasons of the two species thus converge at the mean rate of 0.62 day per year.

Finally, we tested the hypothesis that the estimates $\hat{\delta}_1$ and $\hat{\delta}_2$ can be considered to be estimates of a common β . The value of test statistic (10) is $T = 4.24$ at 2668 df. Since the corresponding critical value takes the value of $t_{2668}(0.01) = 2.578$, we are able to reject hypothesis (8) at significance level 0.01. The convergence of the hunting seasons of the red deer and sika deer appears to be statistically significant.

Strong interactions between sika deer and red deer are described in a number of specialized papers. WOLF and VAVRUNK (1975–1976) describe how sika deer affect the red deer rut. The situation when a rutting male red deer intensively repels a weaker individual of its own species but ignores a sika deer near its females is commonly mentioned. SUMINSKI (cited in MATUSZEWSKI 1988) even states that the sika deer dominates over the red deer “because it is considerably braver”. MATUSZEWSKI and SUMINSKI (1984) mention that during the rut, young red deer males are attacked by older sika deer. The introduced sika deer is frequently in better physical condition than the domestic deer species, examples of which can be found all over Europe as well as in populations in North America (ARMSTRONG 1980; BUTTS et al. 1982; KIEPER 1985; RICHARDSON and DEMARAI 1992; FELDHAMER and ARMSTRONG 1993). Interspecific relations are mostly based on behavioural

traits that are very difficult to observe and which therefore can lead to the opinion that interactions between the local species and the exotic sika deer may not be significant.

Great variability in the sika deer rutting activity has been described across Europe as well as in small areas of its presence (JANISZEWSKI 2007, MATUSZEWSKI 1988). The rut usually begins in mid-October and occurs at various intensities over time, frequently being recorded as late as in December (WOLF and VAVRINEK 1975–1976, BASKIN and DANELL 2003). A situation similar to that reported by the latter authors is known from the beginning of development of the sika deer population in the Doupovské hory Mts. In 1996, when the density of the sika deer population was significantly growing and the hunt was becoming increasingly intensive, majority of the rutting-deer hunts were carried out in the second half of October. As contemporary chronicles document, the peak of the sika deer rut in the region was around 25 October. In the Northern Hemisphere, the rutting season of the red deer usually occurs between mid-September and mid-October, and from the start of the rut the deer are intolerant of one another and move to rutting areas with adult females (AHLÉN 1965, CLUTTON-BROCK et al. 1982). Throughout the rutting season, the deer are strongly sexually active, spend only less than 10% of time grazing, and are active for essentially the entire day (KELLY et al. 1987). Local chronicles describe the peak of the deer rut in the Doupovské hory Mts. to fall between 20 and 25 September. The aforementioned data indicate that in areas with pure populations, there is little overlap between the rutting seasons of the sika deer and red deer.

Visual observations available from the study area suggest gradual changes in the rutting behaviour of both the sika and red deer, especially at sites with increased population densities of the two species. It is often possible to observe a sika deer that does not refrain from vocalizing in the vicinity of a rutting red deer in mid-September. Fifteen years ago, it was almost impossible to encounter whistling of a sika deer in September. Rutting vocalizations of the sika deer have also undergone a significant change over the decades, although they have not been studied systematically in this area. The clear whistles that could be heard most frequently in the past have largely been replaced by various sounds that approach bleating and even indications of bugling. Observable changes have also occurred in timing of the rutting season, thus shifting hunting success during the rut.

As stated above, this is an indirect evidence of extensive hybridization between the native red deer and the introduced sika deer. No direct proof of this phenomenon is available from the area under study, but we can assume that mutual crossbreeding occurs there as well. The fact that the rutting seasons of these species are getting closer highlights the large risk of hybridization, which can lead to gradual extinction of the native species or local population (ALLENDORF et al. 2001). Our results thus indicate not only a change in genes (which was demonstrated in similar sympatric populations of the sika and red deer in Poland, BIEDRZYCKA et al. 2012), but also a change in behaviour of the two species. It should be mentioned that although the behavioural changes are very inconspicuous and slow, they correspond with previous results which showed that the resulting hybrid is usually considered to be a red deer in "pure conditions" (BARTOŠ and ŽIROVNICKÝ 1982).

For a number of years, various authors have been warning of the danger of the sika deer being one of the most alarmingly invasive species in Europe (BARTOŠ and ŽIROVNICKÝ 1982; BARTOŠ 2009; DAISE 2009; BIEDRZYCKA et al. 2012). With the massive spreading of the sika deer in Central Europe, it is necessary to undertake immediate game management measures to stop its expansion and to use all legal means to significantly reduce its population densities.

SUMMARY

When making observations and while hunting, it is possible to detect very interesting divergences from the usual behaviour of the red deer and sika deer. The ideal time for observing such phenomena is during the rutting season, when individuals of both species are easily observable even in the daytime and are highly active. There is no doubt that although the populations of red deer and sika deer are largely interconnected, it is very difficult to understand and describe significant divergences from the normal state. The changes are very gradual, thus making it more difficult to observe minor and even larger changes. Over the past 20 years, an unprecedented expansion of the formerly rare sika deer has taken place in the Doupovské hory Mts. and this species has become the most numerous ungulate game in this area. The influence of this species on other ungulate game species was described in literature already more than 40 years ago (ROWLAND 1967). The influences described are very extensive in the study area, where large amounts of suitable habitats are available for development of an abundant population. The deepest interactions exist with the red deer - the sika deer is taxonomically closest to this species and crossbreeds with it. Individuals are frequently killed whose species determination is difficult even for experienced gamekeepers and zoologists, and there are other manifestations, too, to confirm crossbreeding. The shift in timing of the rutting season is one such manifestation which is very striking in comparison with areas inhabited by pure populations of the sika deer and red deer. The local populations of the red deer and sika deer in the Doupovské hory Mts. are, of course, not isolated from their surroundings, and they also communicate with neighbouring abundant populations of the two species. The intensive growth of the sika deer population influences not only other game species, but also the surrounding environment. At a suitable site, even the formerly very sparse sika game can quickly multiply, live covertly and cause significant damage especially to forest stands. Serious research has been carried out since 2009 with the aim to monitor the growth of the sika deer population, its behaviour and its influence on the environment in the Doupovské hory Mts.

References

- AHLÉN I. (1965): Studies on the red deer, *Cervus elaphus L.*, in Scandinavia. III. Ecological investigations. *Viltrevy*, 3:177–376.
- ALLENDORF F. W., LEARY R. F., SPRUELL P., WENBURG J. K. (2001): The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:613–622.
- ALVERSON W.S., WALLER D.M., SLJHEIM S.L. (1988): Forests too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology*, 2:348–358.
- ARMSTRONG W. E. (1980): The influence of exotic Artiodactyls on white-tailed deer performance and survival. Federal Aid Project No. W-109-R-3. Texas Parks and Wildlife Department, 20:1–14.
- ARNOLD M. L. (2004): Natural hybridization and the evolution of domesticated, pest and disease organisms. *Molecular Ecology*, 13:997–1007.
- BALMFORD A., BARTOŠ L., BROTHEDIGTON P., HERRMANN H., LANCIŇEROVÁ J., MÍKA J., ZEIB U. (1993): When to stop lekking: density-related variation in the rutting behaviour of sika deer. *J. Zool., Lond.* 231: 652–656.
- BASKIN L., DANELL K. (2003): Ecology of ungulates: A handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia. Springer - Verlag Berlin Heidelberg: 431.

- BARTOŠ L. (2009): Sika deer in continental Europe. In: McCULLOUGH D. R., TAKATSUKI S., KAI K. (eds): *Sika deer: biology and management of native and introduced populations*. Tokyo, Springer: 573–594.
- BARTOŠ L., HERRMANN H., ŠILER J., LOSOS S., MIKŠ J. (1998): Variation of mating systems of introduced sika deer. *Rev. Ecol.* **53**: 337–345.
- BARTOŠ L., ŽIROVNICKÝ J. (1982): Hybridization between red deer and sika deer. II. Phenotype analysis. *Zoologischer Anzeiger*, **207**: 271–287.
- BIEDRZYCKA A., SOLARZ W., OKARMA H. (2012): Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. *Journal of Mammalogy*, **93**(5): 1331–1341.
- BUTTS G. L., ANDERIGO M. J., ARMSTRONG W. E., HARMEL D. E., RAMSEY C. W., SOBOLA S. H. (1982): Food habits of five exotic ungulates on Kerr Wildlife Management area, Texas. Texas Parks and Wildlife Department, **56**: 1–48.
- CLUTTON-BROCK T. H., ALBON S. D. (1979): The roaring of red deer and the evolution of honest advertisement. *Behaviour*, **69**: 145–169.
- CLUTTON-BROCK T. H., ALBON S. D., GIBSON R. M., GUINNESS F. E. (1982): *Red deer: behaviour and ecology of two sexes*. University of Chicago Press: 225.
- COULSON T., KRUIK L.E.B., TAVICCHIA G., PEMBERTON J. M., CLUTTON-BROCK T. H. (2003): Selection on neonatal traits in red deer. *Evolution*, **57**: 2879–2892.
- DAISIE (2009): *Handbook of alien species in Europe. Invading nature: Springer series in invasion ecology*. Netherlands, Dordrecht, Springer-Verlag, Vol. 3: 381.
- FELDMAMER G. A., ARMSTRONG W. E. (1993): Interspecific competition between four exotic species and native Artiodactyls in the United States. *Transactions of the 58th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 468.
- FULLER R.J., GILL R.M.A. (2001): Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, **74**: 193–199.
- GEHLE T., HIRZOO S. (1998): Is there evidence for hybridisation between red deer and sika deer in Germany? In: ZOMBORSZKY Z. (eds): *International Deer Biology Congress, Pannon Agricultural University, 30. June – 4. July 1998, Kaposvár, Hungary, Faculty of Animal Science*: 121–123.
- GEORGI B., SCHÖDDE W. (1983): Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia* **58**: 238–248.
- GODVIK I. M. R., LOE L. E., VIK J. O., VEIHERR V., LANGVATN R., MYSTERUD A. (2009): Temporal scales, trade-offs, and functional response in red deer habitat selection. *Ecology*, **90**: 699–710.
- GOODMAN S. J., BARTON N. H., SWANSON G., ADERNETHY K., PEMBERTON J. M. (1999): Introgression through rare hybridization: A genetic study of a hybrid zone between red and sika deer (*Genus Cervus*) in Argyll, Scotland. *Genetics*, **152**: 355–371.
- HOMOLKA M., HEROLDOVA M. (2003): Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*, **181**: 119–129.
- JANISZEWSKI P., DASZKIEWICZ T., SZCZEPANIK A. (2007): Masa i budowa tuszy oraz jakość poroża jelenia sika (*Cervus nippon*) w Polsce. *Sylvan* **1**: 11–19.
- KAMLER J.F., JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B. (2008): Home ranges of red deer in a European old-growth forest. *American Midland Naturalist*, **159**(1): 75–82.

- KELLY R. W., FINNESSY P. F., MOORE G. H., DREW K. R., BRAY A. R. (1987): Management, nutrition, and reproductive performance of farmed deer in New Zealand. In: WEMMER C.M. (eds): *Biology and management of Cervidae*. Washington DC, Smithsonian Institution Press: 450 - 460.
- KEIFER R. R. (1985): Are sika deer responsible for the decline of white-tailed deer on Assateague Island, Maryland? *Wildlife Society Bulletin*, **13**: 144-146.
- KIRBY K. J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* **74**: 219-229.
- LANGVATN R., MYSTERUD A., STENSETH N. C., YOCCE N. G. (2004): Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. *American Naturalist*, **163**: 763-772.
- LOE L. E., BONDIANT C., MYSTERUD A., GAILLARD J. M., LANGVATN R., KLEIN F., CALENDIE C., ERKON T., PITTORELLI N., STENSETH N. C. (2005): Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *Journal of Animal Ecology*, **74**: 579-588.
- LOVARI S., CUCCUS P., MURRO A., MURRO C., SOI F., PLANTAMURA G. (2006): Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia. *Italian Journal of Zoology*, **74**: 179-189.
- MATUSZEWSKI G., SUMINSKI P. (1984): Sika deer in Poland. *Deer* **6**: 74-75.
- MATUSZEWSKI G. (1988): Polen. In: E. EICK, WILLETT J. A., KÖND R., SCHULZE-SCHWEITZ K.-H. (eds): *Sika, Cervus nippon Temminck, 1838*. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild. Germany, Möhnesee-Körbecke, 1-9.
- MCDONNELL A. D., EDWARDS C. J., O'TOOLE P., O'SULLIVAN P., O'REILLY C., CARDEN R. F. (2009): Genetic structure of, and hybridisation between, red (*Cervus elaphus*) and sika (*Cervus nippon*) deer in Ireland. *Mammalian Biology*, **74**: 263-273.
- MILNER J. M., BONDIANT C., MYSTERUD A., GAILLARD J.M., CSÁNYI S., STENSETH N. C. (2006): Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 721-734.
- PÉPIN D., MORELLAT N., GOULARD M. (2009): Seasonal and daily walking activity patterns of free-ranging adult red deer (*Cervus elaphus*) at the individual level. *European Journal of Wildlife Research*, **55**: 479-486.
- PLARD F., GAILLARD J.M., COULSON T., HEWISON A.J.M., DELORME D., WARNANT C., BONDIANT C. (2014): Mismatch Between Birth Date and Vegetation Phenology Slows the Demography of Roe Deer. *PLOS Biology* (in press). doi: 10.1371/journal.pbio.1001828.
- PUTMAN R.J., MANN J.C.E. (1990): Social organisation and behaviour of sika deer (*Cervus nippon Temminck*) in contrasting environments. *Deer* **8**: 90-94.
- RICHARDSON M. L., DEMARAIS S. (1992): Parasites and condition of coexisting populations of white-tailed and exotic deer in south-central Texas. *Journal of Wildlife Diseases*, **28**: 485-489.
- ROONEY T.P. (2001): Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry*, **74**: 201-208.
- ROONEY T.O., WALLER D.M. (2003): Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**: 165-176.
- ROWLAND R. (1967): A history of the deer at Beaulieu Hampshire. *Deer* **1**: 123-126.
- RUSSELL F.L., ZIPPIN D.B., FOWLER N.L. (2001): Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. *American Midland Naturalist*, **146**: 1-26.

- SCHUTZ M., RISCIA A.C., LEUZINGER E., KRUISA B.O., ACHERMANN G. (2003): Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, **181**: 177–188.
- SLDOUČEK M. et al. (2008): Lesnické hospodaření v Králových horách. [Forestry management in the Králové hory Mts.] Hradec Králové, Lesy České republiky: 480.
- SEIBER D. J. (2011): *Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures*. Boca Raton, CRC Press: 1886.
- SENN H. V., SWANSON G. M., GOODMAN S. J., BARTON N. H., PEMBERTON J. M. (2010): Phenotypic correlates of hybridisation between red and sika deer (genus *Cervus*). *Journal of Animal Ecology*, **79**: 414–425.
- STEVENSON I. R., BRYANT D. M. (2000): Climate change and constraints on breeding. *Nature*, **406**: 366–367.
- STEWART G. H., BURROWS L. E. (1989): The impact of white tailed deer *Odocoileus virginianus* on regeneration in the coastal forests of Stewart Island, New Zealand. *Biological Conservation*, **49**: 275–293.
- TAKATSUKI S., (2009): Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation*, **142**: 1922–1929.
- WALTHER G. R., POST E., CONVEY P., MENZIE A., PARMESAN C., BEHRE T. J. C., FROMENTIN J. M., HERRIG-GULDBERG O., BAIRLEN F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389–395.
- WOLF R., VAVRILNÍK J. (1975–1976): Sika východní *Cervus nippon* Temm. v Západních Čechách. [Sika deer *Cervus nippon* Temm. in the West of Czech.] *Sborník Vědeckého Lesnického Ústavu VŠZ v Praze*, **18–19**: 185–199.

Supplementary material

The shift of the peak of rut could also be a result of changes in age structure of males (as suggested by one of the anonymous referees). Therefore we also tested the differences in age structure of the harvested deer in different years. We supposed that there were no changes in age structure of the harvested red deer and sika deer during the study period (tested by Kruskal-Wallis ANOVA) and the median value of age was 4–5 years in the red deer and 4 years in the sika deer (except 2004) (see Fig. 7. And 8.).

6. Diskuze

Studie, která byla provedena, ukazuje, že samci siky z introdukované populace v severozápadních Čechách využívají poměrně rozsáhlé domovské okrsky, které vykazují sezónní variabilitu ve své velikosti. Jsou patrné sezónní přesuny domovských okrsků, které však nejsou nijak významné. Většina informací o velikosti domovských okrsků siky pochází z přirozených míst jejich výskytu. Na největším japonském ostrově Honšú jsou uváděny velikosti domovských okrsků pro samce siky 10 až 30 hektarů, v prefektuře Shimane 40 až 70 ha, v prefektuře Hyogo 50 až 80 ha, v horách Tanzawa 80 ha, v parku Nara 70 ha, na poloostrově Boso 140 ha, v prefektuře Yamaguchi 150 ha a v horách Odaigahara 210 ha. (Torii, Tatsuzawa 2009, Yabe, Takatsuki 2009). V Národním parku Nikko (Li et al. 2006) byla průměrná velikost domovského okrsku 192,52 ha vypočtená s použitím metody KHR 95 % a 173,89 ha vypočtená pomocí metody MCP 0.95. Z ostrova Kjúšú je známá pouze sezónní velikost domovských okrsků samců siky s průměrem 50 ha (Yabe, Takatsuki 2009). Nejmenší rozsahy ve velikostech domovských okrsků byly zaznamenány mezi malými ostrovními populacemi, například méně než 100 ha u samců z ostrova Mage (Yabe, Takatsuki 2009), 10 až 30 ha u samic z ostrova Kinkanzan (Yabe, Takatsuki 2009) nebo dokonce 3 až 4 ha na ostrově Nozaki (Endo, Doi 1996). Mimo Japonsko jsou údaje o velikosti domovských okrsků k dispozici z výzkumů v USA (Feldhamer, et al. 1982, Kalb, et al. 2013), a to se zaměřením na mladé jedince. Pouze v letních měsících byl sledován mladý samec prostřednictvím radiotelemetrické metody a velikost jeho domovského okrsku představovala 182,5 ha (Feldhamer et al. 1982). Hodnoty 464 až 4.121 ha uváděné Kalb et al. (2013) jsou shodné s velikostmi domovských okrsků samců v Doupovských horách, i když studie zahrnuje pouze starší samce. Pokud je známo, další publikované údaje popisující velikost domovských okrsků siky mimo areál svého původního rozšíření pocházejí z britských ostrovů (Swanson, Putman 2009, Uzala et al. 2013). Bohužel zveřejněné předběžné výsledky (45 až 55 ha u dospělých samců a 60 až 70 hektarů u mladých samců) z Irska a Skotska jsou neporovnatelné vzhledem k nedostatečným podrobnostem o použitých metodách a délce pozorování Swanson a Putman (2009); Uzala et al. (2013). Další výzkum z Anglie byl zaměřený pouze

na samice siky (průměrná velikost domovského okrsku byla 87,37 a 107,76 ha). Kromě údajů z Kalb et al. (2013) jsou všechny výše uvedené hodnoty u samců o jeden řád nižší, než bylo zjištěno v Doupovských horách, ale je třeba poznamenat, že například Feldhamer et al. (1982) a Li et al. (2006) provedli své výzkumy jen v omezené části roku - v letní sezóně. V tomto případě může být vhodnější porovnávat jejich výzkumy s průměrnou měsíční velikostí domovských okrsků samců siky v honitbě Hradiště (264 ha). Měsíční velikost domovského okrsku u obou pohlaví ve středním Japonsku, konkrétně (Yabe, Takatsuki 2009), se mění od 21 do 284 ha. Tato velikost domovských okrsků se přibližně shoduje s naměřenými hodnotami v honitbě Hradiště. Nicméně je třeba uvést, že absolutní hodnota měsíčních velikostí domovských okrsků v této studii může být výrazně ovlivněna nastavením parametrů prostorového vyhlazení. Pokud porovnáme získané výsledky s předchozími studiemi, mohou mít velké rozsahy ve velikostech domovských okrsků u siky pozorovaného v Doupovských horách několik vysvětlení. Porovnání s Yabe, Takatsuki (2009) ukázalo, že značná variabilita ve velikosti domovských okrsků u siky závisí na geografických a klimatických podmínkách ve sledované oblasti. Variabilita je obvykle přičítána nadmořské výšce, maximální výšce sněhové pokrývky, a také, zda se jedná o migrační nebo stálý životní styl jelena (Yabe, Takatsuki 2009). Sezónní migrace mezi dvěma lokalitami může nastat v důsledku snížené dostupnosti potravy (McCullough 1985), obvykle je to ale v důsledku sněhové pokrývky, jak je známo z některých oblastí (např. Li et al. 2006, Sakuragi et al. 2003, Yabe, Takatsuki 2009). Tyto argumenty se jeví jako možná příčina značné rozlohy domovských okrsků. Výše uvedené údaje však tuto možnost jednoznačně nepodporují. Přestože průměrné prostorové překrytí domácích okrsků v tříměsíčním intervalu je mnohem menší než měsíční překrytí, je přesto téměř třetinové. Navíc maximální výška sněhové pokrývky ve studované oblasti obvykle nepřesahuje 50 cm. Tato výška je limitující pro pohyb siky (Takatsuki 1992). Uváděné důvody mohou být limitní mezi stálým způsobem života a migračním životním rytmem (Takatsuki 1992, Yabe, Takatsuki 2009). Během zimních měsíců je ve studované oblasti poskytována zvěři doplňková potrava, která může mít vliv na pohyb siky a na velikost domovského okrsku (Jerina 2012). Mezi místy ve studované oblasti, kde bylo doplňkové krmivo předkládané, byl sika nucen k dlouhým přesunům, aby zajistil své požadavky na výživu. Na základě údajů z Doupovských hor, honitby Hradiště, se

zdá, že samci siky preferují spíše stálý způsob života. Jsou dvě výjimky mezi sledovanými zvířaty. Samci s největšími domovskými okrsky a s malým překrytím domovských okrsků (č. 8768b a 9658) byli zaznamenáni i při pohybu na dlouhé vzdálenosti mezi dvěma nebo třemi vzdálenými místy. Omezená délka sledování, a to zejména v případě samce č. 9658, neumožňuje rozhodnout, zda je toto chování spojeno s jeho sezónní migrací, šířením z rodného domovského krsku nebo zda má pouze neobvykle velký domovský okrsek. Nicméně periodické přesuny mezi dvěma nebo více různými (více či méně vzdálenými) místy pozorování několika jedinců, včetně jelena 8768b, si zaslouží další výzkum zahrnující též údaje o místních lokalitách.

Alternativní vysvětlení velkých rozsahů domovských okrsků u sledovaných samců siky ve studii může spočívat v nízké potravní produktivitě stanovišť studovaného území a v širokém rozptylu potravních zdrojů (vidět je i opačný účinek zimního příkrmování, které může vést k zvětšení domovských okrsků). Toto naznačuje Borkowski, Furubayashi (1998), Endo, Doi (1996) a Uzal et al. (2013). Nízká produktivita stanovišť a horší dostupnost potravy může být možným důvodem pozorovaných sezónních změn ve velikostech domovských okrsků. Zvětšení domovských okrsků se projevuje zejména v průběhu jara, kdy jeleni potřebují více energie pro růst paroží nebo po říji, kdy shromažďují zásoby na zimu. Naopak v pozdním létě se velikost domovských okrsků zmenšuje na minimum, což pravděpodobně nastává v souvislosti s vysokou potravní nabídkou a hustým krytem na vrcholu vegetační sezóny Borkowski, Furubayashi (1998). Také v zimě mohou minimální velikosti domovských okrsků souviset s požadavky na výživu, a to zejména v důsledku omezené rychlosti zpracování nekvalitní zimní potravy, která je k dispozici velkým kopytníkům v mírném pásmu, což vede ke snížení příjmu potravy a snížení velikosti domovských okrsků (Clarke, Henderson 1984, Irvin, Peak 1983, Mysterud et al. 2001). Navíc minimální velikost zimních domovských okrsků je ovlivněna příkrmováním (viz. výše), které případně umožní zvířatům splnit jejich požadavky na potravu prakticky na jednom místě a samozřejmě pokrýt vyšší energetické náklady na pohyb ve sněhu (Moen 1976). Nepředpokládá se, že nižší produktivita prostředí by sama vedla ke stejné "každoroční" velikosti domovských okrsků i s ohledem na předběžné údaje o samicích ze stejné oblasti. Ty svědčí o mnohem menší velikosti domovských okrsků shodné s běžně vykázanými hodnotami.

Další možností je spojení hustoty populace jelení zvěře s možnou dobou říje. Mezi jelenovitými je obvyklé, že velikost jednotlivých domovských okrsků negativně koreluje s hustotou populace (např. Jerina 2012, Kjellander et al. 2004, Vincent et al. 1995). Tento efekt je dobře patrný u samic siky, kdy nejmenší velikosti domovských okrsků byly pozorovány u velmi malých a hustých ostrovních populací (Endo, Doi 1996). Při srovnání hustoty populace s publikovanými údaji (např. 10 až 40 ks /km² v horách Ohdaigahara, centrální Japonsko – (Ando, Shibata 2009), 27,6 ks /km² národní park Kenting, Tchaj-wan, 11-12 ks /km² Lulworth, Anglie, 14-44 ks /km² hrabství Wicklow, Irsko, 42-45 ks /km² ve Skotsku (Swanson, Putman 2009), cca 42 ks /km² na ostrově Kinkazan, Japonsko a cca 56 ks /km² ostrov Mage, Japonsko (Yabe, Takatsuki 2009), 310 ks /km² ostrov Nozaki, Japonsko (Endo, Doi 1996) je hustota populace siky ve studované oblasti spíše nízká, a toto může být jeden z důvodů velikosti jejich domovských okrsků.

Jsou známy dvě rozdílné taktiky páření u siky. Jeleni si mohou udržovat "říjné teritorium", držet "harém" nebo používají strategii "pevného pouta" (leg) a "stojí a čekají" (Endo 2009, Miami et al. 2009). Uvedené strategie se mohou lišit v závislosti na hustotě populace a na jejich sklonech k "říjnému teritoriu", což může být pozitivní vzhledem k hustotě populace. V nízkých populačních hustotách a rozmanité krajině strategie "pevného pouta" (pářící systém, kde samec má říjné samice) je výhodnější (Miami et al. 2009). Velké samčí domácí okrsky lze proto očekávat v populacích, kde je převaha samců. Ve studovaných oblastech nebyly zjištěny žádné významné změny ve velikosti domovských okrsků v průběhu říje, což znamená, že toto vysvětlení není prokázané. Navíc většina samců ze studované oblasti jsou mladší jedinci a toto chování je typické pro dominantní samce ve věku od 5 do 13 roků (Miami et al. 2009). Tím i jejich chování při říji nemuselo být doposud zřejmé. Velikost domovského okrsku a prostorová aktivita jelenovitých je ovlivněna lidskou činností (Borkowski, Furubayashi 1998, Edge, Marcum 1985, Jeppesen 1987, Jerina 2012, Uzala et al. 2013), nicméně dopad této činnosti může být různý. Jelenovití jsou schopni si zvyknout na rušivé podněty jako je doprava, hluk anebo světelné efekty, které přímo nenarušují jejich životní prostředí (Edge, Marcum 1985, Jeppesen 1987). Tyto rušivé podněty obvykle nemají vliv na velikost domácího okrsku ani nemají vliv na prostorovou polohu okrsku ani nemají vliv na chování zvířat, které mohou používat postiženou oblast například

pouze v noci (Jeppesen 1987, Uzala et al. 2013). Vojenský výcvik ve vojenském výcvikovém prostoru Hradiště je intenzivní, ale je uskutečňován pouze na omezeném a relativně malém území střelnic a má tak pravděpodobně jen zanedbatelný vliv na velikost domovských okrsků. Naopak zcela opačný vliv na velikost domovských okrsků může mít rušení způsobené intenzivním lovem. V oblastech, kde je jelenovitá zvěř pravidelně lovena, jsou jejich únikové vzdálenosti delší (De Boer et al. 2004), vyhýbají se otevřenému stanovišti (Kilgo et al. 1998) a jejich domácí okrsky jsou výrazně větší (Jeppesen 1987). Přestože velikost vzorku sledované populace vylučuje statistické testy, zdá se, že tendence zvětšování domovských okrsků bývá hlavně během lovecké sezóny. Tento trend je vidět zejména pak v loveckých letech 2011 a 2012.

Průměrný roční posun doby říje ve sledovaném období za roky 2003 až 2013 představuje hodnotu 0,338 dne za rok v případě jelena evropského a 0,282 dne za rok v případě siky. U jelena evropského jde o posun do pozdějšího období roku, u siky naopak do období dřívějšího. Doba říje obou druhů tedy konverguje průměrnou rychlostí 0,62 dne za rok. Za období 10-ti let dochází k vzájemnému přiblížení doby říje jelena evropského a siky celkově o 6,2 dne.

Silné interakce mezi jelenem sikou a jelenem lesním jsou popisovány v řadě odborných prací. (Wolf, Vavruněk 1975–1976). Matuszewski, Suminski (1984) uvádějí, že hlavně během období říje jsou dokonce mladí samci jelena lesního atakováni staršími jeleny siky. Velká variabilita v říjné aktivitě siky je popisována po celé Evropě i v malých oblastech výskytu (Matuszewski 1988). Říje většinou začíná v polovině října a probíhá s různou intenzitou často až do prosince (Baskin, Danell 2003, Wolf, Vavruněk 1975–1976). Tak, jak zmiňují výše uvedení autoři, je popisována situace i v počátcích rozvoje populací jelena siky v Doupovských horách. Ještě v roce 1996, kdy už významně rostla hustota populace jelena siky a zintenzivňoval se i lov, byla převážná část lovu říjných jelenů směřována do druhé poloviny října. Jak plyne z tehdejších kronik Vojenských lesů a statků, probíhal vrchol říje v honitbě Hradiště siky okolo 25. října.

Jelen evropský řídí na severní polokouli zpravidla od poloviny září až do poloviny října, od počátku říje jsou k sobě jeleni intolerantní a přesouvají se do říjišť za dospělými laněmi (Ahlén 1965; Clutton-Brock et al. 1982).

Místní kroniky označují za vrchol jelení říje období od 20. do 25. září. Z výše uvedených údajů je patrné, že v lokalitách s čistými populacemi se říje jelena siky a jelena evropského v podstatě vůbec neprolíná.

Vzájemné přibližování doby říje upozorňuje na velké nebezpečí hybridizace, která může vést až k postupnému zániku druhu, případně k zániku lokální populace (Alendorf et al. 2001).

Na závěr výzkum ukázal, že sika z introdukované populace v severozápadních Čechách využívá velké roční domovské okrsky, které ale nezobrazují významné sezónní migrace. Domníváme se, že vysvětlení neobvyklé velikosti domovských okrsků může spočívat v nízké hustotě obyvatelstva a případně v samčím způsobu říje. Další výzkum je zapotřebí zaměřit především na samice a starší samce.

7. Závěr

Sika (*Cervus nippon*), původem z Japonska a východní Asie, je rozšířen téměř po celém světě. Navzdory širokému rozšíření tohoto druhu, bylo provedeno jen málo studií, které se zabývají velikostí domovského okrsku v původních oblastech.

Na adrese <http://zver.agris.cz/jeleni> je dostupná aplikace pro on-line přístup k datům ze sledování siky v Doupovských horách. Tyto jeleni jsou sledováni s pomocí tzv. GPS obojků s funkcí odesílání aktuálních dat pomocí GSM. Data jsou očištěna a následně ukládána do databáze.

Výběry z databáze je možné provádět prostřednictvím popisované aplikace. Vybírat můžeme jednotlivé jedince i sledované období. Výsledky vyhledávání můžeme zobrazit v několika podobách: body výskytu, trasa pohybu a domovské okrsky zobrazené formou polygonu (Quick Hull) nebo formou Heat map, vyjadřující hustotu výskytu. Pro velikost domovského okrsku a délku trasy jsou prováděny statistické výpočty.

Aplikace je určena především pro využití dat získaných sledováním jelenů pro potřeby vědeckovýzkumné a pedagogické činnosti.

Průměrná velikost domovského okrsku počítaného u deseti samců byla 3620 ha s použitím metody minimálních konvexních polygonů, metodou Brownových mostů 1163 ha a 819 ha pomocí metody jádrových odhadů. Průměrné překrytí velikosti domovského okrsku z měsíce na měsíc bylo 72 %, ale snížilo se na 28 %, když bylo překrytí vypočítáváno pro tříměsíční období. Neobvykle velké rozsahy domácích okrsků lze vysvětlit relativně nízkou hustotou populace siky ve studované oblasti a případně i územní strategií samců v období říje. Vysoké hodnoty sezónního domovského okrsku a překryv měsíčních domovských okrsků ukazují na prostorové přesuny, ale nepodporují přítomnost sezónní migrace.

Na závěr výzkum ukázal, že samci siky z introdukované populace v severozápadních Čechách využívají velké roční domácí okrsky, ale nevykazují významné sezónní migrace. Vysvětlení neobvyklé velikosti domovských okrsků může spočívat v nízké hustotě populace a případně v samčím způsobu života v období říje. Nicméně další výzkum zaměřený především na samice a starší jeleny je potřeba.

Vzhledem k masivnímu šíření siky ve Střední Evropě je nutné provést okamžitá managementová opatření k zastavení šíření populace a využít všechny legální prostředky k výrazné redukci jeho početnosti.

Vhodným opatřením k omezení hybridizace siky a jelena evropského by byla úprava doby lovu i u samců tak, aby se doba lovu posunula do konce února. Tímto opatřením by došlo k rychlejší plošné redukci stavů tohoto druhu na celém území České republiky. Dále je nutné věnovat zvýšenou pozornost odlovu siky v období říje jelena evropského a pokud možno vytvořit nárazníkové zóny v oblastech smíšeného výskytu. V těchto zónách se snažit omezit odstřelem výskyt siky na nulovou hodnotu.

Z výsledků práce je zřejmé, že průměrný roční posun doby říje ve sledovaném období představoval 0,338 dne za rok v případě jelena evropského a 0,282 dne za rok u siky japonského. U jelena evropského jde o posun do pozdějšího období roku, u siky japonského naopak do období dřívějšího. Doba říje obou druhů tedy konverguje průměrnou rychlostí 0,62 dne za rok.

Vzájemné přibližování doby říje upozorňuje na velké nebezpečí hybridizace, která může vést až k postupnému zániku druhu, případně lokální populace.

Z vizuálního pozorování lze zaznamenat obzvláště v lokalitách se zvýšenou hustotou populací obou druhů jelenů pozvolné změny v říjných projevech jak u siky japonského, tak i u jelena evropského. Hlasové říjné projevy siky zaznamenaly za desetiletí také změny, studiu změn hlasového projevu se však nikdo v této lokalitě systematicky nevěnuje.

Jak je uvedeno výše, jedná se o nepřímý důkaz extenzivní hybridizace jelena evropského s introdukovaným sikou. Nicméně se předpokládá, že k vzájemnému křížení též dochází.

8. Seznam tabulek

Tabulka č. 1	Katalog biotopů České republiky.....	24
Tabulka č. 2	Tabulka označených jedinců s věkem a dobou sledování 2009 – 2014.....	37
Tabulka č. 3	Velikosti jednotlivých domovských okrsků u označených jelenů.....	44

9. Seznam grafů

Graf č. 1	Výskyt podle biotopů za všechny jeleny a za celé sledované období.....	22
Graf č. 2	Využití porostní půdy označenými jedinci za období 2009 – 2011...	25

10. Seznam obrázků

Obrázek č. 1	Sika.....	11
Obrázek č. 2	Princip triangulační metody ze 3 stanovišť se známou polohou spojením všech tří úhlů získáme fix (lokalizace jedince).....	12
Obrázek č. 3	Zařízení a technologie k GPS sledování	14
Obrázek č. 4	Zařízení ke stahování dat z obojků.....	16
Obrázek č. 5	GPS obojky firmy Lotek	17
Obrázek č. 6	Domovský okrsek zobrazený metodou MCP. Determinace denních a nočních stávaníšť.....	30
Obrázek č. 7	Domovský okrsek metodou MCP.....	34
Obrázek č. 8	Domovský okrsek metodou KHR.....	34

SEZNAM POUŽITÝCH WEBOVÝCH STRÁNEK

1. Internetová stránka: <http://www.vectronicaerospace.com>
2. Internetová stránka: <http://www.lotek.com>
3. Internetová stránka: <http://www.sirtrack.com>
4. Internetová stránka: <http://www.bluesky.co.uk>
5. Internetová stránka: <http://www.fallowit.com>

11. Seznam použité literatury

1. **ADAMS, A.W., 1982.** Migration. Thomas, J.W., Toweill, D.E. (Eds.), Elk of North America: ecology and management. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania, USA, s. 301-321.
2. **AHLÉN, I., 1965.** Studies on the red deer, *Cervus elaphus L.*, in Scandinavia. III. Ecological investigations. Viltrevy 3:177–376.
3. **AKASHI, N., NAKASHIZUKA, T., 1999.** Effect of bark-stripping by sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. Forest. Ecol. Manag. 113(1):75-82.
4. **ALBON, S.D., R. LANGVATN., 1992.** Plant phenology and the benefit of migration in a temperate ungulate. Oikos 65:502-513.
5. **ALLENDORF, F.W., LEARY, R.F., SPRUELL, P., WENBURG, J.K., 2001.** The problems with hybrids: setting conservation guidelines. Trends Ecol. Evol. 16(11):613–622.
6. **ANDĚRA M., ČERVENÝ J., 2009.** Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla). Národní muzeum, Praha. s. 88.
7. **ANDO, M., H. YOKOTA, E. SHIBATA., 2004.** Why do sika deer, *Cervus nippon*, debark trees in summer on Mt. Ohdaigahara, central Japan? Mammal Study 29(1):73-83.
8. **BAKER, R.R., 1978.** The evolutionary ecology of animal migration. Hodder a Stoughton, London, United Kingdom.
9. **BALL, J.P., NORDENGREN, C., WALLIN, K., 2001.** Partial migration by large ungulates: Characteristics of seasonal moose (*Alces alces*) ranges in northern Sweden. Wildlife Biol. 7(1):39-47.
10. **BARTOŠ, L., 2007.** Původ jelena siky v Evropě a hybridizace jelena siky a jelena evropského. In: jelen sika v Západních Čechách – sborník referátů z konference ČLS, Praha.
11. **BARTOŠ, L., J. ŽIROVNICKÝ., 1981.** Hybridization between red and sika deer. II. Phenotype analysis. Zool. Anz. 207:271–287.

12. **BASKIN, L., DANELL, K., 2003.** Ecology of ungulates: A handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia. Springer. Verlag Berlin Heidelberg. s. 431.
13. **BEGON, M., HARPER, L.J., TOWNSEND, R. C., 1997.** Ekologie – jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzita Palackého, Olomouc. s. 949.
14. **BLOOM, A. M., 1978.** Sika black-tailed deer winter range in the Kadashan Bay area, Southeast Alaska. *J. Wildlife Manage.* 42:108-112.
15. **BORKOWSKI, J., 2000.** Influence of the density of a sika deer population on activity, habitat use, and group size. *Can. J. Zoolog.* 78(8): 1369-1374.
16. **BORKOWSKI, J., K. FURUBAYASHI., 1998.** Seasonal changes in number and habitat use of foraging sika deer at the high altitude of Tanzawa Mountains, Japan. *Acta Theriol.* 43:95-106.
17. **BROWN, C. G., 1992.** Movement and migration patterns of mule deer in southeastern Idaho. *J. Wildlife Manage.* 56:246-253.
18. **CALENGE, C., 2006.** The package „adehabitat“ for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol. Model.* 197(3): 516-519.
19. **CALENGE, C., GUILLEMAIN, M., GAUTHIER-CLERC, M., SIMON, G., 2010.** A new exploratory approach to the study of the spatio-temporal distribution of ring recoveries: the example of Teal (*Anas crecca*) ringed in Camargue, Southern France. *J. Ornithol.* 151: 945-950.
20. **CEDERLUND, G., E. LINDSTROM., 1983.** Effects of severe winter and fox predation on roe deer mortality. *Acta Theriol.* 287:129-145.
21. **CLARKE, C.M.H., HENDERSON, J.R., 1984.** Home range size and utilization by female chamois (*Rupicapra rupicapra*) in the Southern Alps, New Zealand. *Acta Zool. Fennica.* 171: 287-291.
22. **CLUTTON-BROCK, T.H., ALBON, S.D., GIBSON, R.M., GUINNESS, F.E., 1982.** Red deer: behaviour and ecology of two sexes. University of Chicago Press. s. 225.

23. **CONGRESS, JUNE 30-JULY 4, 1998.** Final Program - Abstracts. Pannon Agricultural University, Faculty of Animal Science, Kaposvar, Hungary.
24. **ČERVENÝ, J., 2003.** Encyklopedie myslivosti, Ottovo nakladatelství. Praha. s. 591.
25. **DE BOER, H.Y., VAN BREUKELLEN, L., HOOTSMANS, M.J., VAN WIEREN, S.E., 2004.** Flight distance in roe deer (*Capreolus capreolus*) and fallow deer (*Dama dama*) as related to hunting and other factors. Wildlife Biol. 10: 35-41.
26. **DE SOLLA SR., BONDURINASKY R., BROOKS R. J., 1999.** Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. J. Anim. Ecol. 68(3): 221-234.
27. **DVOŘÁK, J., 2008.** Jelen sika a škody působené na lesních porostech ve vybraných honitbách Plzeňska. Lesnická Práce. 87(2): 12-14.
28. **DVOŘÁK, S., 2010.** Diplomová práce. Prostorová aktivita siky japonského (*Cervus n. nippon*) v honitbě VLS ČR s.p., divize Karlovy Vary. Česká zemědělská univerzita. s. 154.
29. **DVOŘÁK, S., 2011.** Bakalářská práce. Telemetrické sledování siky (*Cervus nippon*). Česká zemědělská univerzita. s. 82.
30. **EDGE, W.D, MARCUM, C.L., 1985.** Movements of elk in relation to logging disturbances. J. Wildlife Manage. 49(4):926-930.
31. **ENDO, A., 1992.** Spatial distribution of rutting male relevant to female home range in the sika deer (*Cervus nippon*) in the Nozaki Island. 1992. PhD Thesis. M Sc thesis, Kyusyu University. Fukuoka. s. 49.
32. **ENDO, A., T. DOI., 1996.** Home range of female sika deer (*Cervus nippon*) on Nozaki Island, the Goto Archipelago, Japan. Mammal Study 21(1):27-35.
33. **ENDO, A., 2009.** Variation in mating behavior of sika deer: Mating behavior of sika deer on Nozaki Island. In: McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: s. 285-296.

34. **FELDHAMER, G.A., DIXON, K.R., CHAPMAN, J.A., 1982.** Home range and movement of sika deer (*Cervus nippon*) in Maryland. *J. Mammal. Biol.* 47(5): 311-316.
35. **FESTA-BIANCHET, M., 1988.** Seasonal range selection in bighorn sheep: conflicts between forage quality, and forage quantity, and predator avoidance. *Ecology* 75(4):580-586.
36. **FISCHER, J.W., Walter, W.D., AVERY, M.L., 2013.** Brownian bridge movements models to characterize birds' home ranges. *The Condor* 115(2): 298-305.
37. **FRAIR, J.F., FIEBERG, J., HEBBLEWHITE, M., CAGNACCI, F., DECESARE, N.J., PEDROTTI, L., 2010.** Resolving issues of imprecise and habitat – biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:2187-2200.
38. **FRETWELL S. D., 1972.** *Populations in a Seasonal Environment.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey. s. 225.
39. **FRYXELL J.M., SINCLAIR A.R.E., 1988.** Cause and consequences of migration by large herbivores. *Trends Ecol. Evol.* 3(9):237–241.
40. **FUKUSHIMA, N., MIURA, S., KIKUCHI, Y., MARUYAMA, N., TANAKA. H., 1984.** Effects of density of sika deer (*Cervus nippon*). On floral change and its management in Mt. Ohdaigahara. *Nara Natural Environment Society.* Nara, Japan. s. 29-37.
41. **GEHLE, T., S. HERZOG., 1998.** Is there evidence for hybridisation between red deer and sika deer in Germany? Zomborszky, Z., (Eds.), 4th International Deer Biology Congress. Final Program – Abstracts. s. 121–123.
42. **GEORGII, B., 1980.** Home range patterns of female red deer (*Cervus elaphus L.*) in the Alps. *Oecologia.* 47(2): 278–285.
43. **GOODMAN, S. J., N. H. BARTON, G. SWANSON, K. ABERNETHY, J. M. PEMBERTON., 1999.** Introgression through rare hybridization: A genetic study of a hybrid zone between red and sika deer (genus *Cervus*) in Argyll, Scotland *Genetics.* 152(1):355-371.

44. **GRUBB, P., WILSON, D. E., REEDER, D. M., 2005.** Mammal species of the world – A Taxonomic and Geographic Reference. Third edition, Baltimore. The Johns Hopkins University Press. s. 743.
45. **HAMASAKI, S., 1998.** Capture and immobilization of wildlife-Capturing methods for small and medium mammals. J. Vet. Med. 51:69-73.
46. **HAMILTON, G. D., DRYSDALE, P. D., EULER. L., 1980.** Moose winter browsing patterns on clearcuttings in northern Ontario. Can. J. Zoolog. 58(8):1412-1426.
47. **HANNAFORD, J., PINN, E.H., DIAZ, A., 2006.** The Impact of Sika Deer Grazing on the Vegetation and Infauna of Arne Saltmarsh. Marine Pollution Bulletin, 53 (1-4): 56-62.
48. **HARRIS, S., P. MORRIS, S. WRAY, D. W. YALDEN., 1995.** A review of British mammals: Population estimates and conservation status of British mammals other than cetaceans. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, United Kingdom. s. 378.
49. **HEROLDOVÁ, M., 1990.** The diet of sika deer (*Cervus nippon*) outside the growing season, with a snow cover. Folia Zool. 39 (3): 197 - 206.
50. **HOMOLKA, M., HEROLDOVÁ, M., 2003.** Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. Forest Ecol. Manag. 181 (1): 119–129.
51. **HONMA, K., 1995.** Movement patterns and habitat use of sika deer (*Cervus nippon*) in Oku-Nikko and Ashio area. Master's thesis, Graduate School of Education, Joetsu University of Education, Niigata, Japan.
52. **HORNE, J.S., GARTON, E.O., SAGER. K., FRADKIN, A., 2007a.** Correcting home-range models for observation bias. J. Wildlife Manage. 71(3): 996-1001.
53. **HORNE, J.S., GARTON, E.O., KRONE, S.M., LEWIS, J.S. 2007b.** Analyzing animal movements using Brownian bridges. Ecology. 88(9): 2354-2363.
54. **HRNČIAROVÁ, T., MACKOVČIN, P., ZVARA, I., 2009.** Landscape atlas of the Czech Republic. Ministry of environment of the Czech

- Republic and The Silva Tarouca reserch institute for landscape and ornamental gardening, Praha. s. 332.
55. **HUSÁK, F., WOLF, R., LOCHMAN, J., 1986.** Daněk, sika, jelenec. 1. vydání. Praha: Státní zemědělské nakladatelství v Praze. s. 314.
 56. **CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., 2001.** Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. s. 307.
 57. **IGARASHI, T., TAKATSUKI, S., 2008.** Effects of defoliation and digging caused by sika deer on the Oze mires of central Japan. *Biosphere Conservation* 9(1): 9–16.
 58. **IGOTA, H., SAKURAGI, M., UNO, H., KAJI, K., KANEKO, M., AKAMATSU, R., MAEKAWA. K., 2004.** Seasonal migration pattern of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecol. Res.* 19:169–178.
 59. **IRWIN, L.L., PEEK, J.M., 1983.** Elk. habitat use relative to forest succession in Idaho. *J. Wildlife Manage.* 47: 664-672.
 60. **JEPPESEN, J.L., 1987.** Impact of human disturbances on home range, movements and aktivty of Red deer (*Cervus elaphus*) in Danish environment. *Danish Review of Game Biology* 13(2): 1-38.
 61. **JERINA, K., 2012.** Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *J. Mammal.* 93(4): 1139-1148.
 62. **JEWELL, P. A., 1966.** The concept of home range in mammals. In: *Symposium of the Zoological Society of London.* s. 85-109.
 63. **JIANG, C., KITAHARA, M., TAKATSUKI, S., SUGITA, M., YOSHIDA, H., 2006.** An ecological study on sika deer on the foot of Mt. Fuji. *Abstracts of 2006 Annual Meeting of the Mammalogical Society of Japan.* s. 55.
 64. **KAJI, K., MIYAKI, M., SAITOH, T., ONO, S., KANEKO, M., 2000.** Spatial distribution of an expanding sika deer population on Hokkaido Island, Japan. *Wildlife Society Bulletin* 28:699-707.
 65. **KALB, D.M., BOWMAN, J.L., EYLEN, B.T., 2013.** Dispersal and home-range dynamics of exotic, male sika deer in Maryland. *Eur. J. Wildlife Res.* 40: 328-335.

66. **KAMLER, J., JEDRZEJEWSKI, W., JEDRZEJEWSKA, B., 2008.** Home Ranges of Red Deer in a European Old-growth Forest. *The American Midland Naturalist*. 159(1): 75-82.
67. **KAMLER, J., HOMOLKA, M., BARANČEKOVÁ, M., KROJEROVÁ, J., DVOŘÁK, J., 2007.** Potravní ekologie siky. Jelen sika v západních Čechách s exkurzí do VVP Hradiště, Sborník referátů. Česká lesnická společnost. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o. s. 18 – 21.
68. **KANEKO, M., KAJI, K., ONO, S., 1998.** An analysis of the change of distribution accompanying the change of habitat of Hokkaido sika deer. *Honyurui Kagaku Mammalian Science* 38:49-59.
69. **KEATING, K.A., CHERRY, S., 2009.** Modelling utilization distribution in space and time. *Ecology* 90(7): 1971-1980
70. **KIE, J. G., 1999.** Optimal foraging and risk of predation: Effects on behavior and social structure in ungulates. *J. Mammal.* 80:1114-1129.
71. **KILGO, J.C., LABISKY, R.F., FRITZEN, D.E., 1998.** Influences of hunting on the behavior of White-tailed deer: Implications for conservation of the Florida panther. *Conserv. Biol.* 12(6): 1359-1364.
72. **KJELLANDER, P., HEWISON, A.J., LIBERG, O., ANGIBAULT, J.M., BIDEAU, E., CARGNELUTTI, B., 2004.** Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus L.*): a comparison of two long-term studies: *Ecology* 139(3): 478-485.
73. **KOIZUMI T., SHIBATA, E., TABATA. K., 1994.** Condition of sika deer population on Mt. Ohdaigahara. in Report on conservation of spruce forest on Mt. Ohdaigahara (1989-1993). Environmental Agency, Tokyo, Japan. s. 35-42.
74. **KUFELD, R.C., BOWDEN, D.C., SCHRUPP, D.L., 1989.** Distribution and movements of female mule deer in the Rocky Mountain foothills. *J. Wildlife Manage.* 53:871-877.

75. **LARSON, T. J., RONGSTAD, O. J., TERBILCOX, F.W., 1978.** Movement and habitat use of white-tailed deer in southcentral Wisconsin. *J. Wildlife Manage.* 42:113-117.
76. **LEWIS, J.S., RACHLOW, J.L., GARTON, E.O., VIERLING, L.A., 2007.** Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *J. Appl. Ecol.* 44(3): 663-671.
77. **LIMA, S. L., DILL, L.M., 1990.** Behavioral decisions made under the risk of predation: A review and prospects. *Can. J. Zoolog.* 68:619-640.
78. **LIVINGSTONE, S. R., 2001.** The application of GIS to the spread of introduced Japanese sika deer (*Cervus nippon*) in Scotland. M.Res. thesis, University of Edinburgh, Edinburgh, United Kingdom.
79. **MAEJI, I., YOKOYAMA, S., SHIBATA, E., 1999.** Population density and range use of sika deer, *Cervus nippon*, on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J. For. Res.-JPN.* 4(3):235-239.
80. **MANN J., PUTMAN R., 1989.** Patterns of habitat use and activity in British populations of sika deer of contrasting environments. *Acta Theriol.* 34(5):83-96.
81. **MARTIN, T., BORKOVCOVÁ, M., DVOŘÁK, J., 2007.** Endoparazitózy jelena siky (*Cervus nippon nippon*) v lokalitě "Plzeňsko". Jelen sika v západních Čechách. Kostelec nad Č. lesy, Lesnická práce, s. 44-47.
82. **MARUYAMA, N., 1981.** A study of the seasonal movements and aggregation patterns of sika deer. *Bulletin, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology* 23:1-85.
83. **MASSEI, G., BACON, P., GENOV, P.V., 1998.** Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a Mediterranean area. *J. Wildlife Manage.* 62:1086–1094.
84. **MATUSZEWSKI, G., 1988.** Sika, *Cervus nippon Temminck*. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Möhnesee-Körbecke, Germany 5(2):1–9.
85. **MATUSZEWSKI, G., SUMINSKI, P., 1984.** Sika deer in Poland. *Deer* 6:74–75.

86. **MAYLE, B.A., 1996.** Progress in predictive management of deer populations in British woodlands. *Forest Ecol. Manag.* 88(1):187–198.
87. **MCCULLOUGH, D. R., 1985.** Long range movements of large terrestrial mammals. Rankin, M.A., (Eds.), *Migration: Mechanisms and adaptive significance. Contributions in Marine Science (Supplement).* Marine Science Institute, University of Texas at Austin, Port Aransas, Texas, USA. 27: 444-465.
88. **MCCULLOUGH, D.R., TAKATSUKI, S., KAJI, K., 2009.** *Sika Deer, Biology and Management of Native and Introduced Populations.* Tokyo: Springer Japan. s. 657.
89. **MCNAB, B. K., 1963.** Bioenergetics and the determination of home range size. *Am. Nat.* 97:133-140.
90. **MIAMI, M., OHNISHI, N., OKADA, A., TAKATSUKI, S., 2009.** Reproductive ecology of sika deer on Kinkazan Island, northern Japan: Reproductive success of males and multi-mating of female. In: McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. (eds.), *Sika deer: biology and management of native and introduced populations.* Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: s. 297-317.
91. **MINISTRY OF THE ENVIRONMENT OF JAPAN., 2001.** Management of deer population on Mt. Ohdaigahara. Tokyo, Japan.
92. **MIURA, S., 1974.** On the seasonal movements of sika deer population in Mt. Hinokiboramaru. *J. Mammalog. Soc. Jap.* 6:51-62.
93. **MOHR, C.O., 1947:** Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37: 223-249.
94. **MYSTERUD, A., BARBERÍA, P., GORDON, I.J., 2001.** The effect of season, sex and feeding style on home range area vs. body mass scaling of temperate ruminants. *Ecology* 127(1): 30-39.
95. **NAGATA, J., MASUDA, R., YOSHIDA, M.C., 1995.** Nucleotide sequences of the cytochrome b and 12S rRNA genes in the Japanese sika deer (*Cervus nippon*). *J. Mammalog. Soc. Jap.* 20(1):1-8.
96. **NAGATA, J., MASUDA, R., TAMAT, H.B., HAMASAKI, K., OCHIAI, S., ASADA, M., TATSUZAWA, S., SUDA, K., TADO, H.,**

- YOSHIDA, M.C., 1999.** Two genetically distinct lineages of the sika deer, (*Cervus nippon*), in Japanese islands: Comparison of mitochondrial D-loop region sequences. *Mol. Phylogenet. Evol.* 13:511-519.
97. **NAGATA, K., 2005.** Home range characteristics of sika deer in Fudakake of Tanzawa Mountains. *Honyurui Kagaku, Mammal Science* 45:25–33.
98. **NELSON, M. E., 1998:** Development of migratory behavior in northern white-tailed deer. *Can. J. Zoolog.* 76(3):426-432.
99. **NELSON, M. E., MECH, L.D., 1981.** Deer social organization and wolf predation in northeastern Minnesota. *J. Wildlife Manage.* 77:3-53.
100. **NICHOLSON, M. C., BOWYER, R.T., KIE, J.G., 1997.** Habitat selection and survival of mule deer: Tradeoffs associated with migration. *J. Mammal.* 78(2):483-504.
101. **ODUM, E.P., 1977.** *Základy ekologie.* Academia, Praha.
102. **OHTAISHI, N., 1980.** Determination of sex, age and death-season of recovered remains of sika deer (*Cervus nippon*) by jaw and tooth-cement. *Archaeology and Natural Science* 13:51-74.
103. **PARKER, K.L., ROBBINS, C.T., HANLEY, T.A., 1984.** Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. *J. Wildlife Manage.* 48(2):474-488.
104. **PUTMAN R., 1996.** Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. Chapman and Hall, London, United Kingdom. s. 47.
105. **PUTMAN, R., 2000.** Sika Deer. London: The Mammal Society and The British Deer Society. s. 32.
106. **QUITT, E., 1971.** Klimatické oblasti Československa (Climatic regions of Czechoslovakia). *Studia Geographica* 16: 1-83.
107. **RENECKER, L. A., 1989.** Overview of game ranching in Canada. Valdez, R., (Eds.), Proceedings of the first international wildlife ranching symposium. New Mexico, State University, Las Cruces, New Mexico, USA. s. 47-62.
108. **SABINE, D. L., MORRISON, S. F., WHITLAW, H.A., BALLARD, W.B., FORBES, G.J., BOWMAN, J., 2002.** Migration behavior of white-

- tailed deer under varying winter climate regimes in New Brunswick. *J. Wildlife Manage.* 66(3):718-728.
109. **SAKURAGI, M., IGOTA, H., UNO, H., KAJI, K., KANEKO, M., AKAMATSU, R., MAEKAWA, K., 2003a.** Seasonal habitat selection of an expanding sika deer population in eastern Hokkaido, Japan. *Wildlife Biol.* 9(2):109-121.
110. **SAKURAGI, M., IGOTA, H., UNO, H., KAJI, K., KANEKO, M., AKAMATSU, R., MAEKAWA, K., 2004.** Female sika deer fidelity to migration route and seasonal ranges in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 29(2):113-118.
111. **SAKURAGI, M., IGOTA, H., UNO, H., KAJI, K., KANEKO, M., AKAMATSU, R., MAEKAWA, K., 2003b.** Benefit of migration in female sika deer population in eastern Hokkaido, Japan. *Ecol. Res.* 18(4):347-354.
112. **SATAKE, C., TANAKA, T., KOGANEZAWA, M., 1994.** Home range and habitat selection of sedentary sika deer in Ashio Mountains. Abstract of Mammalogical Society of Japan. s. 64.
113. **SHIGEMATSU, Y., OCHIAI, K., ASADA, M., 1994.** Animal tracking by radio-telemetry. Reports of management for sika deer of Boso Peninsula in Chiba Prefecture, II. Chiba Prefecture, Japan. s. 27-32.
114. **SCHOEN, J.W., KIRCHHOFF, M.D., 1985.** Seasonal distribution and home-range patterns of Sitka black-tailed deer on Admiralty Island, southeast Alaska. *J. Wildlife Manage.* 49(1):96-103.
115. **SCHOENBERGER, H.U., MATZINGER, H., SCHWYN, G., 1988.** Schweiz: Sudranden. Eick, E., Willett, J.A., Konig, R., Schulze-Schwefe, K.H., (Eds.), *Sika, Cervus nippon Temminck, 1838*. Internationale Arbeitsgemeinschaft Sikawild, Mohnesee-Korbecke, Germany 5(2):1-11.
116. **SCHUTZ, M., RISCHA, A.C., LEUZINGERB, E., KRUSIA, B.O., ACHERMANN, G., 2003.** Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus L.*) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecol. Manag.* 181:177–188.

117. **SILVER, H., HOLTER, J.B., COLOVOS, N.F., HAYES, H.H., 1971.** Effect of falling temperature on heat production in fasting white-tailed deer. *J. Wildlife Manage.* 35(1):37-46.
118. **SMITH, B. L., ROBBINS, R.L., 1994.** Migrations and management of the Jackson elk herd. U. S. Department of the Interior National Biological Survey Resource Publication. s. 199.
119. **SWANSON, G.M., PUTMAN, R., 2009.** Sika deer in the British Isles. In: McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K., (eds.), *Sika deer biology and management of native and introduced populations.* Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York. s. 595-614.
120. **ŠUSTR, P., BUFKA, L., JIRSA, A., 2006.** Migrace a prostorové nároky jelenovitých (jelen evropský, srnec obecný) a jejich vliv na vegetaci a přirozenou obnovu lesa v oblastech výskytu původních druhů šelem (rys ostrovid) v centrální části NP Šumava, výzkumný projekt, závěrečná zpráva. Správa NP a CHKO Šumava: 2006. s. 61.
121. **ŠUSTR, P., LÖTTKER, P., HEURICH, M., 2007.** What is the animal doing there? Combination of position and activity/behavior data from GPS collars. Sjöberg, K., Rooke, T., (Eds.) *Book of Abstracts of IUGB Congress, Uppsala 2007.* s. 160.
122. **TAKAHASHI, H., 1998.** Reproduction and habitat use of sika deer under food limitation. Ph.D. thesis, Graduate School of Environmental Earth Science, Hokkaido University, Sapporo, Japan. s. 129.
123. **TAKATSUKI, S., 1980.** Food habits of sika deer on Kinkazan Island. *Science Reports Tohoku University, Series IV (Biology)* 38:7-31.
124. **TAKATSUKI, S., 1986.** Food habits of sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu. *Ecol. Res.* 1(2):119-128.
125. **TAKATSUKI, S., 1992.** Foot morphology and distributions of Sika deer in relation to snow. *Ecol. Res.* 7(1): 19-23.
126. **TAKATSUKI, S., 1998.** A life of sika deer read from a tooth. Iwanami-shoten Publishing, Tokyo, Japan. s. 265.
127. **TAKATSUKI, S., 2009.** Effects of sika deer on vegetation in Japan. *Biol. Conserv.* 142(9): 1922 – 1929.

128. **TAKATSUKI, S., SUZUKI, K., HIGASHI, H., 2000.** Seasonal elevational movements of sika deer on Mt. Goyo, northern Japan. *Mammal Study* 25(2):107-114.
129. **TIERSON, W. C., MATTFELD, G.F., SAGE, R.W., BEHREND, D.F., 1985.** Seasonal movements and home-ranges of white-tailed deer in the Adirondacks. *J. Wildlife Manage.* 49(3):760-769.
130. **TORII, H., TATSUZAWA, S., 2009.** Sika deer in Nara park: Unique human – wildlife relations. In.: McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. (eds.), *Sika deer: biology and management of native and introduced populations.* Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: s. 347-363.
131. **TSUNEAKI, Y., TAKATSUKI, S., 2009.** Migratory and Sedentary Behavior Patterns of Sika Deer in Honshu and Kyushu, Japan. MCCULLOUGH, D.R., TAKATSUKI, S., KAJI, K., (Eds.). *Sika Deer, Biology and Management of Native and Introduced Populations.* Tokyo: Springer Japan, s. 273 – 283.
132. **TSURUGA, H., SUZUKI, M., TAKAHASHI, H., JINMA, K., KAJI, K., 1999.** Immobilization of sika deer with medetomidine and ketamine, and antagonism by atipamezole. *J. Wildlife Dis.* 35(4):774-778.
133. **UNO, H., KAJI, K., 2000.** Seasonal movements of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 25(1):49-57.
134. **UNO, H., KAJI, K., SAITOH, T., MATSUDA, H., HIRAKAWA, H., YAMAMURA, K., TAMADA, K., 2006.** Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecol. Res.* 21(5):624-632.
135. **UZAL, A., WALLS, S., STILLMAN, R.A., DIAZ, A., 2013.** Sika deer distribution and habitat selection: the influence of the availability and distribution of food, cover, and threats. *Eur. J. Wildlife Res.* 59(4): 563-572.
136. **VAN DEELEN, T. R., CAMPA, H., HAMADY, M., HAUFLER, J.B., 1998.** Migration and seasonal range dynamics of deer using adjacent deeryards in northern Michigan. *J. Wildlife Manage.* 62(1): 205–213.

137. **VINCENT, J.P., BIDEAU, E., HEWISON, A.J.M., ANGIBAULT, J.M., 1995.** The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). Can. J. of Zoolog. 236(3): 371-382.
138. **VLASÁK, P., 1986.** Ekologie savců. Academia, Praha. s. 292.
139. **Výroční zpráva 2008., 2009.** Vojenské lesy a statky, s.p. Praha, s.n. s. 64.
140. **WALLMO, O. C., SCHOEN, J.W., 1980.** Response of deer to secondary forest succession in southeast Alaska. J. F. S. 26(3):448-462.
141. **WAND, M.P., JONES, M.C., 1995.** Kernel smoothing. Chapman and Hall/CRC, London. s. 213.
142. **WHITE, C.G., GARROTT, R.A., 1990.** Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, California, USA.
143. **WILSON, R. L., 2000.** An investigation into the phylogeography of sika deer (*Cervus nippon*) using microsatellite markers. M. S. Thesis, University of Edinburgh, Scotland, United Kingdom.
144. **WOLF, R., VAVRUNĚK, J., 1975–1976.** Sika východní *Cervus nippon* Temm. v Západních Čechách. Sborník Vědeckého Lesnického Ústavu VŠZ v Praze 18–19:185–199.
145. **WORTON, B.J., 1989.** Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70(1): 164-168.
146. **YABE, T., KOIZUMI, T., 2003.** Sedentation and migration of sika deer in Kyushu Mountains. Forest and Forestry in Kyushu 65:1–3.
147. **YABE, T., TAKATSUKI, S., 2009.** Migratory and sedentary behavior patterns of sika deer in Honshu and Kyushu, Japan. In: McCullough D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. (eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Tokyo, Berlin, Heidelberg and New York: s. 273-283.
148. **YOKOYAMA, M., KAJI, K., SUZUKI, M., 2000.** Food habits of sika deer and nutritional value of sika deer diets in eastern Hokkaido, Japan. J. Ecol. Res. 15(3):345-355.

149. **YOKOYAMA, S., MAEJI, I., UEDA, T., ANDO, M., SHIBATA, E., 2001.** Impact of bark stripping by sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous forests in central Japan. *Forest Ecol. Manag.* 140(2):93-99.
150. **ZSOLT, B., SZEMETHY, L., KATONA, K., HELTAI, M., PETO, Z., 2006.** Seasonal distribution of red deer in forest –agricultute habitat in Hungary. *Mammalia.* s. 70-75.
151. **ZWEIFEL - SCHIELLY, B.,SUTER, W., 2007.** Performance of Gps Telemetry Collars for Red Deer *Cervus Elaphus* in Rugged Alpine Terrain Under Controlled and Free-living Conditions. *Wildlife Biol. Manag.* 13(3):299-312.

Publikační činnost

1. Článek impaktovaný

Dvořák, S., Barták, V., Macháček, Z., Matějů, J., 2014: Home range size and spatio-temporal dynamics of male sika deer (*Cervus nippon*; Cervidae, Artiodactyla) in an introduced population. *Folia Zoologica*. 63 (2): 103- 115.

2. Článek v databázi Scopus

Jarolímek, J., Masner, J., Ulman, M., Dvořák, S., 2012: Cloven-hoofed animals spatial activity evaluation methods in DoupovMountains in the Czech Republic. *Agris on-line Papers in Economics and Informatics*. 4(3): 41-48.

Macháček, Z., Dvořák, S., Ježek, M., Zahradník, D., 2014: Impact of interspecific relations between native red deer (*Cervus elaphus*) and introduced sika deer (*Cervus nippon*) on rutting season in Doupov Mts. *Journal of Forest Science*. (in print).

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. (Praha), 43(1–2): 133–140.

3. Ostatní výsledky

Dvořák, S., 2011: Telemetrické sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*) v podmínkách Doupovských hor. Telemetrický výzkum zvěře, jeho přínos pro mysliveckou praxi a řešení škod působených zvěří. Sborník z konference, Kostelec nad Černými lesy, 7 – 8. 4. 2011: 37 – 42.

Dvořák, S., 2012: Telemetrické sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*) v honitbě Hradiště Doupovské hory. Sika japonský škody, perspektiva, metody a technologie výzkumu, možnosti zpracování dat. Trendy v oblasti sledování a výzkumu zvěře. Sborník z konference, Dubina 1 – 2. 6. 2012: 49 – 54.

Dvořák, S., Matějů, J., Barták, V., 2014: Pět let sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*) v Doupovských horách. Jelen sika. Přehled celorepublikových poznatků. Sborník z konference, Dubina 16. 5. 2014: 45 – 48.

Dvořák, S., Macháček, Z., Ježek, M., 2011. Telemetrické sledování jelena siky a jelena lesního v Doupovských horách – předběžné výsledky. Zoologické dny Brno 2011. Sborník z konference, 17.- 18. 2. 2011: 57.

Dvořák, S., Macháček, Z., Ježek, M., Červený, J., 2011. Telemetric tracking of the sika deer and the red deer in the Doupov mountains – preliminary results. XXXth IUGB CONGRESS (International Union of Game Biologistst) AND PERDIX XIII Barcelona. Book of abstract 5.-9. 9. 2011: 301.

Ježek, M., Dvořák, S., Macháček, Z., Kušta, T., 2013. Jak se žije jelenům sika v České republice? Zoologické dny Brno 2013. Sborník abstraktů z konference 7.- 8. 2. 2013: 98-99.