

Česká lesnická společnost, o. s.

ve spolupráci s Vojenskými lesy a statky ČR, s. p.,
divize Karlovy Vary



SIKA JAPONSKÝ

**ŠKODY, PERSPEKTIVA, METODY
A TECHNOLOGIE VÝZKUMU, MOŽNOSTI ZPRACOVÁNÍ DAT.
TRENDY V OBLASTI SLEDOVÁNÍ A VÝZKUMU ZVĚŘE.**

SBORNÍK REFERÁTŮ



1. až 2. června 2012
Dubina, Karlovy Vary

Odborný garant:**Doc. Ing. Jaroslav Červený, CSc.**

Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD, ČZU v Praze
tel.: 224 383 724, e-mail: cerveny@fld.czu.cz

Organizační garanti:**Ing. Zdeněk Macháček**

Vojenské lesy a statky ČR, s. p., divize Karlovy Vary
tel.: 724 966 990, e-mail: zdenek.machacek@vls.cz

Ing. Stanislav Dvořák

Vojenské lesy a statky ČR, s. p., divize Karlovy Vary
tel.: 602 445 909, e-mail: dvorak.s@email.cz

PhDr. Ing. Vít Skála

Česká lesnická společnost, o. s.
tel.: 603 584 550, e-mail: tajemnik@cesles.cz

Sika japonský je introdukovaný druh jelena s velkou populační dynamikou a zajímavou biologii, která se liší od původních druhů. Jako takový je předmětem řady studií, seriózních výzkumů, ale i rozličných diskuzí zejména vzhledem k jeho vlivu na prostředí (škody na lesních a zemědělských pozemcích).

Na území Doupovských hor je stálá populace tohoto druhu jelena společně s jelenem lesním a ostatními druhy spárkaté zvěře. Na tomto území spravovaném VLS ČR s. p., divizí Karlovy Vary probíhají v současné době výzkumy populací některých druhů zvěře s prvními výsledky. Vzhledem k potřebě provázání zmíněných výzkumů s praxí a prezentace výsledků výzkumu s výsledky dřívějších vědeckých prací a prací podobných v oboru bylo přistoupeno k uspořádání semináře.

Cílem semináře je shrnout dosavadní poznatky o tomto druhu a prezentovat zajímavé výsledky zejména telemetrického výzkumu prostorové aktivity siky. Dále také konfrontovat a ujednotit názory na stav škod působených tímto druhem, na specifika vzniku třetího druhu křížením s jelenem lesním a najít nejvhodnější management hospodaření s jelenem sikou tak, aby se jeho vliv na prostředí nezhoršoval.

Seminář je určen vlastníkům lesa, odborným pracovníkům státní správy lesů, zaměstnancům státních lesů i soukromých lesních majetků, pracovníkům ve výzkumu, pedagogům lesnických škol i akademickým pracovníkům, studentům.

Autor souhlasí se zveřejněním svého příspěvku ve sborníku a na internetu.
Texty ve sborníku neprošly jazykovou úpravou.

Technická spolupráce:**Lesnická práce, s. r. o.**

nakladatelství a vydavatelství
Zámek 1, 281 63 Kostelec nad Černými lesy
neuhoferova@lesprace.cz

Česká lesnická společnost, o. s., 2012**ISBN 978-80-02-02384-5**

OBSAH

- Jaroslav Červený, KOLM FLD ČZU
Úvodní slovo
- 4 Miloš Ježek, Tomáš Kušta, FLD ČZU Praha
VÝZVA: Staň se i TY výzkumníkem
- 5 Karel Šťastný, Jan Hanel, Alena Hýlová, Marek Kouba, Petra Menclová, Václav Tomášek, Markéta Zárybnická, KE FŽP ČZU v Praze
Dlouhodobý výzkum sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách
- 10 Miroslava Barančková¹, Jarmila Krojerová¹, Petr Koubek^{1,2}, ¹ ÚBO AV ČR, v.v.i., ²KOLM FLD ČZU
Genetická struktura populací jelenovitých v ČR a jejich hybridizace
- 13 Vladimír Bejček^{*)}, Vít Tejrovský^{**)}, Karel Šťastný^{*)}, ^{*)}KE FŽP ČZU v Praze, ^{**)}Správa CHKO
Labské pískovce a KS Ústí nad Labem
Populační trendy tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v Krušných a Doupovských horách
- 18 Vladimír Hanzal, KOLM FLD ČZU v Praze
Péče o spárkatou zvěř – nekonečný příběh
- 19 Jan Dvořák, Lenka Palyzová, LDF Mendelova univerzita v Brně
Jelen sika japonský (*Cervus nippon nippon*) na území ČR a úskalí managementu jeho populací
- 26 Daniel Zahradník, FLD ČZU v Praze
K odhadu charakteristik náhodných veličin
- 30 Kamil Štípek^{1,2}, Miloš Ježek, ¹KOLM FLD ČZU v Praze, ²VP AGRO spol. s r.o., ³VÚLHM, v.v.i.
Vliv odrůdy kukuřice a ozimé pšenice při výběru potravy u černé zvěře
- 33 Milan Suk, Vojenské lesy a statky ČR, s.p. divize Karlovy Vary
Imobilizace jelení zvěře
- 34 Zdeněk Matějů, KOLM FLD ČZU v Praze
Reprodukce lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v podmínkách České republiky
- 39 Romana Rajnyšová, Vladimír Bejček, KE FŽP ČZU v Praze
Zjišťování hustoty populace jelena siky (*Cervus nippon nippon*) a jelena evropského (*Cervus elaphus*) v oblasti Doupovských hor (vojenský újezd Hradiště)
- 44 Eva Horčíčková, Jaroslav Vojta
Jeleni v Doupovských horách z pohledu botaniků
- 45 Pavel Šustr, Dušan Romportl, KFGG PŘF UK v Praze
Vliv jelena lesního na obnovu lesa na Šumavě
- 46 Jan Jarolímek, Miloš Ulman, Michal Stočes, KIT ČZU v Praze
Sběr a interpretace pozičních dat
- 47 Miloš Ježek^{1,2}, Zd. Macháček^{1,3}, Zd. Šácha³, ¹KOLM FLD ČZU Praha, ²VÚLHM, v.v.i., ³VLS, s.p.
Jsou odchytová zařízení skutečně tak účinná?
- 49 Stanislav Dvořák, VLS ČR s.p., divize Karlovy Vary
Telemetrické sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*) v honitbě Hradiště Doupovské hory
- 55 Zd. Macháček^{1,3}, St. Dvořák³, Miloš Ježek^{1,2}, ¹KOLM FLD ČZU Praha, ²VÚLHM, v.v.i., ³VLS, s.p.
Výzkum prostorové aktivity jelena lesního (*Cervus elaphus*) v Doupovských horách
- 59 Marek Klitsch, Oldřich Holešinský, Správa Národního parku České Švýcarsko
Možnosti zjišťování prostorové aktivity spárkaté zvěře a způsoby vyhodnocení získaných dat

VÝZVA: STAŇ SE I TY VÝZKUMNÍKEM

Miloš Ježek, Tomáš Kušta
FLD ČZU Praha

V dubnu letošního roku bylo započato s řešením projektu s názvem Harmonizace managementu populací zvěře a lesních ekosystémů v kontextu očekávaných klimatických změn a minimalizace škod na lesních porostech. Jedná se o pětiletý projekt Národní agentury pro zemědělský výzkum (NAZV) spadající pod Ministerstvo zemědělství. Na řešení se podílí Katedra ochrany lesa a myslivosti Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze v čele s doc. Ing. Jaroslavem Červeným, CSc., Výzkumný ústav lesnictví a myslivosti, v.v.i. a Vojenské lesy a statky, s.p.

Cíle projektu jsou široké a výstupem má být definování udržitelného managementu jelenovitých (ale i jiných druhů zvěře) v podmínkách Střední Evropy. Základem bude získat údaje o ekologii zvěře a pomocí toho predikovat výskyt, populační vývoj, a reakce zvěře na různé druhy jejího managementu (např. metody lovu, antropogenní rušení, změny klimatických podmínek, formy přikrmování apod.).

Velký důraz bude kladen na invazní druhy živočichů, které mohou výrazně ovlivňovat autochtonní populace. Příkladem je právě jelen sika, který se dokonale etabloval na velkém území, což přináší řadu problémů. Právě tento projekt navazuje na již započaté telemetrické sledování jelenů sika a jelenů lesních v Doupovských horách. V letošním roce se předpokládá pořízení dalších 20 GPS obojků, pomocí kterých budeme sledovat chování obou druhů. Nejen sika ovšem působí v České republice problémy. Proto se budeme zabývat výzkumem i ostatních invazních druhů – zejména predátorů (psík mývalovitý, mýval severní, norek americký), kteří mohou pro naše ekosystémy představovat vážnou hrozbu.

Proto bychom chtěli i Vás požádat o pomoc a nabídnout Vám zapojit se do našich aktivit. Sami nedokážeme vše obsáhnout a zejména samotná pozorování v přirozeném prostředí jsou velice náročná, a často nejdou jinak nahradit. Většina myslivců a lidí se zájmem o přírodu se celý život setkává v přírodě každou chvíli s něčím novým, a i zkušené myslivce nebo ochránce přírody dokáže mnohé překvapit. Proto Vás prosíme aby jste se s těmito nevhodnými zážitky s námi podělili.

V této oblasti dochází ke značení jelenů lesních, sik a divokých prasat. Značení probíhá pomocí ušních značek o velikost 5–10 cm. K vyhodnocení, takto označených zvířat ovšem potřebujeme zpětná hlášení o pozorování, případně odstřelu značených kusů. Žádáme Vás proto, aby jste pozorování nebo zástřel této zvěře hlásili M. Ježkovi (tel.: 775 262 365, email: jezekm@fld.czu.cz) nebo Z. Macháčkovi (tel.: 724 966 990, email: zdenek.machacek@vls.cz). V současné době je označeno téměř 100 ks černé zvěře, značení bude probíhat dále, tzn. je velká pravděpodobnost, že se se značeným jedincem setkáte.

Dále uvítáme jakékoliv informace o výskytu nebo zástřelu nepůvodních druhů predátorů (psík mývalovitý, mýval severní, norek americký) a o neobvyklém chování jakéhokoliv druhu zvěře. Informace o výskytu nebo zástřelech prosím zasílejte na emailovou adresu: jezekm@fld.czu.cz.

PROSÍME ROZŠÍŘTE TYTO INFORMACE I MEZI VAŠE KAMARÁDY A PŘÁTELE. DĚKUJEME!

Kontakt

Ing. Miloš Ježek, Ing. Tomáš Kušta, PhD., FLD ČZU Praha

DLOUHODOBÝ VÝZKUM SÝCE ROUSNÉHO (*Aegolius funereus*) V KRUŠNÝCH HORÁCH

Karel Šťastný, Jan Hanel, Alena Hýlová, Marek Kouba, Petra Menclová,
Václav Tomášek, Markéta Zárybnická
Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze

Úvod

Od r. 1999 se v loučenské části imisemi silně poškozené oblasti Krušných hor realizuje výzkum sýce rousného (*Aegolius funereus*). Ten je tam nejpočetnějším predátorem drobných savců, který na imisních holinách s hustými porosty třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*) nachází obrovský zdroj potravy především v hraboši mokřadním (*Microtus agrestis*), rejskovi obecném (*Sorex araneus*), v dřevinných porostech v norníkovi rudém (*Clethrionomys glareolus*) a dvou druzích myšic, myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a myšici křovinné (*A. sylvaticus*), ale i dalších druhů. Některé z nich jsou, zvláště v období přemnožení, významnými škůdci lesních dřevin. V boji s nimi může být právě sýc rousný, velmi významným pomocníkem. Vzhledem k nedostatku doupných stromů však tento ptačí druh v poničených Krušných horách nenachází dostatek hnízdních příležitostí. Proto bylo na sledovaném území na ploše 70 km² v nadmořské výšce 750–850 m vyvěšeno postupně 100–167 hnízdních budek a v nich zkoumány nejrůznější aspekty hnízdní biologie, potravní ekologie i další podrobnosti týkající se života sýce rousného. Výzkum má tedy základní vlastnosti biologického monitoringu vyznačujícího se především dlouhodobostí a velkoplošností.

Potravní ekologie

I když je sýc rousný pokládán za potravního generalistu (složení jeho potravy je silně ovlivněno potravní nabídkou), bylo doloženo, že drobní zemní savci, především hraboš mokřadní, tvoří převážnou část jeho potravy. O tom svědčí výsledky mnoha našich i zahraničních autorů (např. Korpimäki 1981, Pokorný 2000, Korpimäki et al. 2002, Drdáková 2002, Holý 2002 atd.). Existuje množství prací zabývajících se otázkou, zda fluktuace drobných zemních savců mohou být ovlivněny predátory. Podle některých prací predátoři mají na početnost drobných savců jen malý nebo žádný vliv (např. Erlinge 1987, Klemola et al. 1989, Mappes et al. 1998 aj.), podle jiných však mohou snížit početnost drobných savců velmi výrazně (např. Korpimäki, Norrdahl 1998, Korpimäki et al. 2002 aj.). Vztah predátor – kořist je však ovlivněn nejen cykličností drobných savců (zejména na severu), ale i druhovým složením predátorů (potravní specialisté, živící se převážně jedním druhem nebo typem kořisti, ovlivňují její početnost výrazněji), tedy různě podle panujících geografických, klimatických i ekologických podmínek. Analýze vztahu sýc rousný a jeho kořist se věnuje i tato studie.

V celém sledovaném období tvořili hlavní podíl kořisti savci, zbývající část ptáci. Ze savců byli nejpočetněji zastoupeni hlodavci, následováni hmyzožravci a v jednom případě byl zjištěn i zástupce letounů. Počet savčích druhů zastoupených v potravě se v jednotlivých letech pohyboval od 5 do 11. Z hlediska zastoupení důležitých položek v potravě sýce došlo během zkoumaných let k významným rozdílům v jejich dominanci. Zejména u hrabošovitých byly zaznamenány nápadné populační výkyvy. Hraboš mokřadní byl ve většině let druhem dominantním, v některých letech bylo jeho zastoupení vyšší než 50 %. V letech jeho nízkého zastoupení přibývaly v potravě myšice zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou, jejichž dominance někdy přesahovala 60 %. Dalším velmi početně zastoupeným druhem byl rejsek obecný, který se téměř ve všech letech vyskytoval rovněž dominantně. Ptáci byli z celého sledovaného období nejvíce zastoupeni v r. 2000 ($D = 16,10 \%$), kdy byli více loveni jako doplňková kořist. V tomto roce bylo v potravě také zjištěno nejméně drobných zemních savců, což ukazuje na potravně chudý rok. Souhrnně lze tedy konstatovat, že hlavní část potravy tvořili 3 druhy hrabošů (průměr na budku $51,4 \pm 20,7 \%$) a 2 druhy myšic ($24,1 \pm 23,8 \%$), alternativní kořist zastupovaly 3 druhy rejšků ($12,8 \pm 12,9 \%$) a ptáci ($2,5 \pm 3,1 \%$).

Hnízdní biologie

Obsazenost budek činila v jednotlivých letech 8–26 % (roční průměr $14,5 \pm 5,8 \%$), z nichž však bylo kunou lesní (*Martes martes*) predováno 7–50 % ($25,8 \pm 13,2 \%$). Velikost snůšky se pohybovala mezi 1–8 vejci ($4,9 \pm 0,9 \%$),

ve stejném rozmezí kolísal i počet vyvedených mláďat v úspěšně dokončených hnízděních ($3,2 \pm 0,9$ %), to vše v závislosti na početnosti hlavní kořisti sýců, drobných zemních savců. V potravně bohatých letech začali sýci většinou hnízdit dříve, bylo sneseno více vajec a vyvedeno více mláďat než v letech potravně chudých. Nejčastěji je hnízdění neúspěšné díky predaci, druhou hlavní příčinou nedokončeného hnízdění je opuštění hnízda rodiči, a to buď kvůli nedostatku potravy, prudké změně počasí (platí hlavně u vajec) nebo z blíže nezjištěných příčin. Díky těmto dvěma příčinám Krušné hory představují výjimečnou lokalitu nejen v rámci ČR. Hlavním rozdílem oproti Skandinávii (např. ve Finsku je opuštěno a predováno pouze necelých 10 % hnízd) je pravděpodobně velmi vysoká početnost kuny lesní u nás.

Jako u většiny ptačích druhů byla i u sýce rousného prokázána náhradní hnízdění, zvláště tehdy, byla-li první snůška zničena brzy po snesení vajec. V potravně bohatých letech bylo několikrát prokázáno i druhé zahnízdění v roce. V takových letech bylo doloženo i několik případů polygynie (hnízdění samce s několika samicemi) a dokonce i polyandrie (hnízdění samice s několika samci), v tomto případě sekvenční polyandrie, kdy samice postupně zahnízdily se dvěma samci. To odpovídá např. zjištění Carlssona et al. (1987), který při vysoké početnosti drobných savců zjistil 9–14 % bigynních samců. Podle tohoto autora zvláště polygynní samci vykazují velkou věrnost hnízdnímu místu. I tato záležitost byla v Krušných horách sledována kroužkováním sýců. Bylo zjištěno 59 % rezidentních samců (ti byli systematictěji kroužkováni a sledováni teprve od r. 2006, první výsledky byly tedy získány teprve v r. 2007), ale jen 20 % rezidentních samic. To potvrzuje dosavadní znalosti, z nichž vyplývá, že samice jsou nomádické. Pouze 3 % mláďat zůstala věrná místu narození. Data tedy odpovídají údajům např. Korpimäkiho (1981), který ve Finsku zjistil, že samice a mláďata většinou migrují, velké množství samců naopak zůstává věrných hnízdnímu místu. Autor tento jev objasňuje na základě sexuálního dimorfismu sýců rousných. Relativně dlouhokřídlí, ale lehčí samci jsou všestrannějšími predátory a jsou tak schopni bránit výhodné teritorium po dlouhou dobu (i za potravně méně příznivých podmínek). Díky této vlastnosti je populace schopna rychle reagovat na místní hustoty kořisti (počtem zahnízdění atd.). Podobně se vyjadřuje Schwerdfeger (2007), podle něhož v pohoří Harz v severním Německu pouze několik zahnízdění v průběhu 28 let bylo tvořeno místními ptáky. Zjistil, že většinu hnízdění obstarávají imigrující jedinci, kteří pocházejí z lokalit vzdálených i více než 600 km. Proporční zastoupení imigrujících a emigrujících sýců byla téměř dvakrát vyšší u samic, což korespondovalo s údaji o dvakrát vyšším počtu stálých samců než samic. Zajímavé je i zjištění stáří sýců hnízdících v Krušných horách. Nejstarší samice dosáhla minimálně 8 let (kroužkována už jako dospělá), nejstarší samec 5 let (zjišťováno teprve od r. 2006).

Sledována byla i genetická struktura populace. Výsledky naší práce potvrzují dosavadní studie o striktní monogamii samic sýce rousného (s výjimkou sekvenční polyandrie) a do budoucnosti se dá předpokládat minimální nebo žádný výskyt mimopárových mláďat (mimopárová mláďata jsou známa asi u 90 % ptačích druhů – Griffith et al. 2002).

Teprve v počátcích je studium hlasových projevů samců. Protože většina druhů sov je aktivních v noci, tlak sexuálního výběru na zbarvení peří, tak typický pro mnoho samců jiných ptačích skupin, není u nich patrný. Proto byla naším záměrem snaha vytipovat kvalitu samců podle hlasu. Celkem byly nahrány hlasy 25 samců v toku, z nichž však kvalitní byly jen některé. Předběžné výsledky naznačují jejich hlasovou individualitu. Pro odlišení jedinců jsou nejdůležitější: délka trvání jednotlivých elementů hlasu, vzdálenost mezi jednotlivými elementy a jejich středová frekvence. Podle diskriminační analýzy bylo zjištěno, že lze nahrané jedince odlišit s úspěšností 85,2 %.

Monitoring hnízdících párů kamerovým systémem

Zabudování technických přístrojů do budek (kamera s externím objektivem, čipové identifikační čtečky s externí anténou, infračervené světelné závory pro detekci pohybu, datový záznamník, infračervené osvětlení a akumulátor) přineslo velmi cenné, zcela nové výsledky o chování dospělců v průběhu hnízdní sezóny a také o skutečném složení potravy donášené do hnízda a jejím množství.

Ve 14 hnízdech byla monitorována cirkadiánní (24hodinová) aktivita hnízdících sýců. Celkem bylo získáno 2209 záznamů o samcích příletech na hnízdo a 884 záznamů o samičích výletech z hnízda. Obě pohlaví aktivovala takřka výhradně v nočních hodinách. V průběhu dne samci uskutečnili jen 5,0 % příletů do hnízda a samice 17,4 % výletů z hnízda, přičemž většina této denní aktivity byla uskutečněna do jedné hodiny po východu slunce. U obou pohlaví byl začátek i konec aktivity ovlivněn proměnlivou dobou západu a východu slunce. Průběh cirkadiánní aktivity se však mezi samci a samicemi lišil. Zatímco aktivita samic vykazovala dva výrazné vrcholy, první na začátku noci mezi 22.00–23.00 a druhý nad ránem mezi 3.00–5.00, samčí aktivita byla rovnoměrně rozložena v průběhu celé noci a vykazovala jen jeden vrchol mezi 22.00–23.00 (Zárybnická 2008).

Je známo, že v analyzovaných vzorcích potravy často chybějí ulovené kořisti lebky, spodní čelisti a pánve (Mikkola 1983; samci totiž často přinášejí do budek kořist bez hlavy) a že dochází k podhodnocení počtu drobných savců

získaných z potravních vzorků z budek po vyhnízdění (z tzv. potravního koláče na dně budky, tvořeného sešlapanými zbytky potravy, vývržky a trusem). Proto byl za pomoci kamer stanoven přesný poměr počtu ulovených drobných savců k jejich počtům zjištěným analýzami potravních zbytků. Vývržky jsou na hnízdě shromažďovány pouze od mláďat, tedy v období od vylíhnutí do jejich vylétnutí. V potravních koláčích bylo nalezeno průměrně $43,3 \pm 12,6$ % kořisti z celkového množství potravy doručené dospělci do hnízda v době výchovy mláďat. Tato hodnota je vztažena k 80,1 % období pobytu mláďat na hnízdě (= doba, kdy byla aplikována kamera). Pokud by bylo monitorování prováděno po celou dobu pobytu mláďat na hnízdě (100% monitoring), množství potravy určené z koláčů by se pohybovalo přibližně okolo 33 %. Znamenalo by to například, že samci v letech 2004 a 2006 nepřinesli do 12 budek 812 kusů kořisti, nýbrž 2461 kusů. Na 1 pár s mláďaty připadlo tedy v tomto případě 205 kusů kořisti, v naprosté většině drobných zemních savců, to vše pouze za 30–40 dní (po dobu výchovy mláďat v budce). Už z toho jednoznačně vyplývá, jak velké množství kořisti, převážně drobných zemních savců, zlikviduje pár dospělců s mláďaty, a jak velký význam tedy sýci mají v biologickém boji proti hlodavcům.

Telemetrie

Ptáci byli sledováni pomocí VHF telemetrie. Jedná se o radiovou telemetrii využívající velmi krátkých vln (mezi 30 a 300 miliony cyklů za vteřinu), neboli frekvence 30–300 MHz, označované jako pásmo metrových vln. Použité vysílačky vysílaly na frekvencích 150–151 MHz. Lokalizování bylo prováděno pomocí radiových přijímačů AOR a Jupiter spojených s trojdílnými Yagi anténami za součinnosti dvou osob, které v jednom okamžiku sýce zaměřovaly a za pomoci kompasu určovaly jeho stanoviště na průsečíku obou zaměřených směrů.

Telemetrie samců v hnízdním období

Pro každého sledovaného jedince byly stanoveny dva typy domovského okrsku. Noční lovný, založený na nočních lokacích a denní odpočinkový, založený na denních lokacích. Vzhledem k tomu, že samci zásobují potravou samici inkubující vejce a krmíci v budce mláďata až do 3 týdnů jejich věku (Korpimäki 1981), určuje velikost domovského okrsku v době hnízdění hlavně samec. Samice v té době téměř neopouští hnízdní budku (podle Zárybnické 2009 21–25 dní), v průběhu noci vylétne pouze několikrát jen na dobu několika minut (podle Zárybnické 2009 dvakrát za noc – do stáří mláďat 14 dnů na dobu 6–7 min. do 21 dnů 20–21 min). Je tedy velmi pravděpodobné, že se zdržuje jen v blízkosti hnízda po dobu nezbytnou k tomu, aby se vykálela, vydávala vývržek, případně převzala od samce potravu (Drdáková, Zárybnický 2003). Konkrétní tvary a rozlohy lovných okrsků byly stanoveny pomocí dvou rozdílných metod. První z nich je metoda minimálního konvexního polygonu (MCP), pomocí které byly stanoveny také odpočinkové okrsky. Druhou je metoda jádrového odhadu hustoty (KDE). Byla použita fixní varianta jádrového odhadu s rastrovým rozlišením 25x25 pixelů. Vyhlašovací parametr byl stanoven metodou LSCV. Způsob vyhodnocení tak sledoval doporučené postupy (Seaman, Powell 1996, Seaman et al. 1999, Powell 2000).

Průměrná velikost lovného okrsku samců byla 231 ± 61 ha, plocha využitá samcem za jednu noc 85 ± 51 ha, lovící samci byli nalezeni 627–1218 m od hnízda. Průměrná velikost denního odpočinkového okrsku činila 53 ± 59 ha, vzdálenost jedinců od budky v té době 277–1014 m. V 88 % volili samci k dennímu pobytu zbytky vzrostlých hustých porostů smrku ztepilého (*Picea abies*), zbytek tvořily porosty smrku pichlavého (*Picea pungens*), buku lesního (*Fagus sylvatica*) a modřínu opadavého (*Larix decidua*). Průměrná výška místa odpočinku byla $3,9 \pm 1,7$ m. Překryv nočních lovných a denních odpočinkových okrsků činil 29 ± 25 %.

Telemetrie vzletných mláďat

V letech 2010 a 2011 bylo vysílačkami vybaveno 39 mláďat sýce rousného vylétlých z 11 budek. Vyhledávána byla pravidelně 1x za noc. Všechna mláďata opustila budky ve stáří 32 ± 3 dní, rozmezí 27–38 dní (32 ± 2 dní v r. 2010 a 34 ± 3 v r. 2011). Až do osamostatnění se podařilo sledovat 28 mláďat (v té době zcela závislých jen na samci, samice již nekrmí, mláďata opustí); ta se osamostatnila ve stáří průměrně 47 ± 7 dní od vylétnutí z hnízda. V r. 2010 dosáhla mláďata ($n = 22$) nezávislosti ve stáří 45 ± 5 dní (34–51), tedy téměř o dva týdny dříve než v r. 2011, kdy k tomu došlo ve stáří 57 ± 3 dní ($n = 6$; 53–61). Průměrná rozloha území, na kterém se mláďata zdržovala od opuštění hnízda do osamostatnění, byla dle metody MCP stanovena na 35 ± 20 ha (30 ± 16 v r. 2010; 53 ± 21 v r. 2011) a pohybovala se v rozmezí 5–76 ha (5–61; 12–76). Okrsky byly založeny průměrně na 43 ± 7 lokacích; rozmezí 32–59.

Sourozenci se drželi pohromadě po celé období osamostatňování. Výška posedu, na němž byla mláďata dohlédána, klesala s přibývajícím časem, což dokládá postupnou snahu mláďat samostatně lovit (sýci loví z posedu asi 2–3 m nad zemí). Téměř všechna mláďata (kromě 3) opustila zájmové území prakticky okamžitě po osamostatnění (konec tohoto období určen zejména rychlým a náhlým přesunem mláďat na vzdálenost minimálně stovek metrů z místa, kde se stále zdržovali sourozenci, zřejmým začátkem jejich lovecké aktivity a ukončením „žebraých“ hlasových projevů).

Mortalita mláďat v období od opuštění hnízda do osamostatnění byla v r. 2010 pouze 19 % oproti 52 % úmrtnosti v roce následujícím. Celková úmrtnost v období od snesení vajec do osamostatnění mláďat byla 55 % v r. 2010 (zahrnuto 12 snůšek s 81 vejcem) a 90 % v r. 2011 (24 snůšek s 89 vejci).

Ze všech výše uvedených výsledků vyplývá, že v roce s bohatou potravní nabídkou (r. 2010 s 10,2 chyceného kusu drobného savce/100 pastonocí) mláďata vylétla z budek dříve, osamostatnila se dříve, zdržovala se do osamostatnění na menším území a měla menší mortalitu než v roce s chudou potravní nabídkou (r. 2011 s 0,6 kusu/100 pastonocí).

Podobná telemetrická studie na mláďatech sýce rousného nebyla dosud provedena a získané výsledky jsou proto zcela jedinečné (Kouba et al. in prep.).

Telemetrie samic po opuštění hnízda

Samice sýce rousného většinou opustí mláďata ve stáří asi 3 týdnů a přenechají je v péči samce. Pouze při nedostatku potravy mu někdy ještě několik dní vypomáhají. O jejich dalším chování v té době nejsou téměř žádné vědomosti. Jejich sledování po opuštění mláďat je v Krušných horách teprve v počátcích. Zatím bylo v letech 2010–11 nasbíráno celkem 221 nočních a 37 denních odpočinkových lokací u 5 samic. Průměrná velikost nočních lovných okrsků samic činila 287 ha (stanoveno metodou MCP). Často byli samci i samice z jednoho hnízda dohlédáni v těsné blízkosti. Jedna samice se chovala „promiskuitně“ – po vylétnutí z hnízda zalétala ke dvěma houkajícím samcům a využívala v jejich dutinách nabízenou potravou. Ráno se vracela zpět k hnízdu, avšak 8. den po vylétnutí opustila zájmové území.

Poděkování

Práce byly podpořeny granty: IGA FŽP 200641103105, 2007421103116, 200842110025, 200942110035, 201042110029, CIGA ČZU 20104205, 13133156, FRVŠ 11611625, MŽP B 2.6, MŠMT 0021622416, GS LČR 5/2006.

Literatura

- CARLSSON, B., HORNFELDT, B., LOFGREN, O., 1987: Bigyny in Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: effect of mating strategy on breeding success. *Ornis Scand.* 18: 237–243.
- DRDÁKOVÁ, M., 2002: Hnízdění biologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce LF ČZU v Praze.
- DRDÁKOVÁ, M., ZÁRYBNICKÝ, J., 2003: Noční aktivita samice sýce rousného *Aegolius funereus* v Krušných horách: předběžné výsledky. In: Bryja J. et Zúkal J. [eds.]: Zoologické dny Brno 2003. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno: 137–138.
- ERLINGE, S., 1987: Predation and noncyclicality in a microtine population in southern Sweden. *Oikos* 50: 347–352.
- GRIFFITH, S., OWENS, I. P., THUMAN, K. A., 2002: Extra pair paternity in birds: a review of interspecific variation and adaptive function. *Mol Ecol* 11:2199–2212.
- HOLÝ, P., 2002: Potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus* L.) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce LF ČZU v Praze.
- KLEMOLA, T., KORPIMÄKI, E., NORRDAHL, K., 1998: Does avian predation risk depress reduction of voles? *Oecologia* 115: 149–153.
- KORPIMÄKI, E., 1981: On the ecology and biology of Tengmalm's Owls *Aegolius funereus* in Southern Ostrobothnia and Soumusselka, western Finland. *Acta Univ. Oul. A118. Biol.* 13: 1–84.
- KORPIMÄKI, E., NORRDAHL, K., 1989: Predation of Tengmalm's owls: numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuation of microtines. *Oikos* 54: 154–164.
- KORPIMÄKI, E., NORRDAHL, K., KLEMOLA, T., PETTERSEN, T., STENSETH, N. C., 2002: Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experimentation and model extrapolation. *The Royal Society* 269: 991–997.
- KOUBA, M., BARTOŠ, L., ŠTASTNÝ, K., (in prep.): Home ranges and pre-dispersal movement patterns of juvenile Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) during post-fledging dependance period.

- MAPPES, T., KOSKELA, E., YLÖNEN, H., 1998: Breeding suppression in voles under predation risk of small mustelids: laboratory or methodological artefact? *Oikos* 82: 365–369.
- POWELL, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In:
- RODGERS, A. R., CARR, A. P., BEYER, H.L., SMITH, L., KIE, J.G., 2007: HRT: Home Range Tools for ArcGIS. Version 1.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- SEAMAN, D. E., MILLSPAUGH, J. J., KERNOHAN, B. J., BRUNDIGE, G. C., RAEDEKE, K. J., GITZEN, R. A., 1999: Effect of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63: 739–747.
- SEAMAN, D. E., POWELL R. A., 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075–2085.
- SCHWERDTFEGER O., 2007: Life history and reproductive success in Tengmalm's owl. World Owl Conference, Groningen, Netherlands 31 October through 4 November 2007. Proceedings: 19.
- ZÁRYBNICKÁ, M., 2008: Cirkadiánní aktivita sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách: efekt rozdílných rodičovských rolí. *Sylvia* 44: 51–61.
- ZÁRYBNICKÁ, M., 2009: Parental investment of female Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: correlation with varying food abundance and reproductive success. *Acta ornitologica* 44, 1: 81–88.

Kontakt

Karel Šťastný, Jan Hanel, Alena Hýlová, Marek Kouba, Petra Menclová, Václav Tomášek, Markéta Zárybnická
Katedra ekologie, FŽP ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát, e-mail: stastny@fzp.czu.cz

GENETICKÁ STRUKTURA POPULACÍ JELENOVITÝCH V ČR A JEJICH HYBRIDIZACE

Miroslava Barančková¹, Jarmila Krojerová¹, Petr Koubek^{1,2}

¹ Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno

² Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD, ČZU, Kamýcká 129, 165 21 Praha-Suchdol

Systematika jelenovitých doposud není definitivně uzavřena, stále v ní zůstávají nevyjasněné otázky. Díky revaluaci morfologických znaků a biogeografických vztahů a v důsledku výsledků karyotypologie a genetických analýz je v současné době uznávána existence 53 žijících druhů jelenovitých, z nichž dva (*Cervus elaphus* a *Capreolus capreolus*) jsou původní i v České republice. Proč je taxonomie jelenovitých problematická? Příčin je několik – vysoká morfologická variabilita, různorodost habitatů využívaných jedním druhem, nízká početnost a skrytý způsob života především u jihoamerických druhů. Výrazný podíl na problematické taxonomii má také hybridizace – křížení dvou různých druhů, které u jelenovitých vede k plodnému potomstvu.

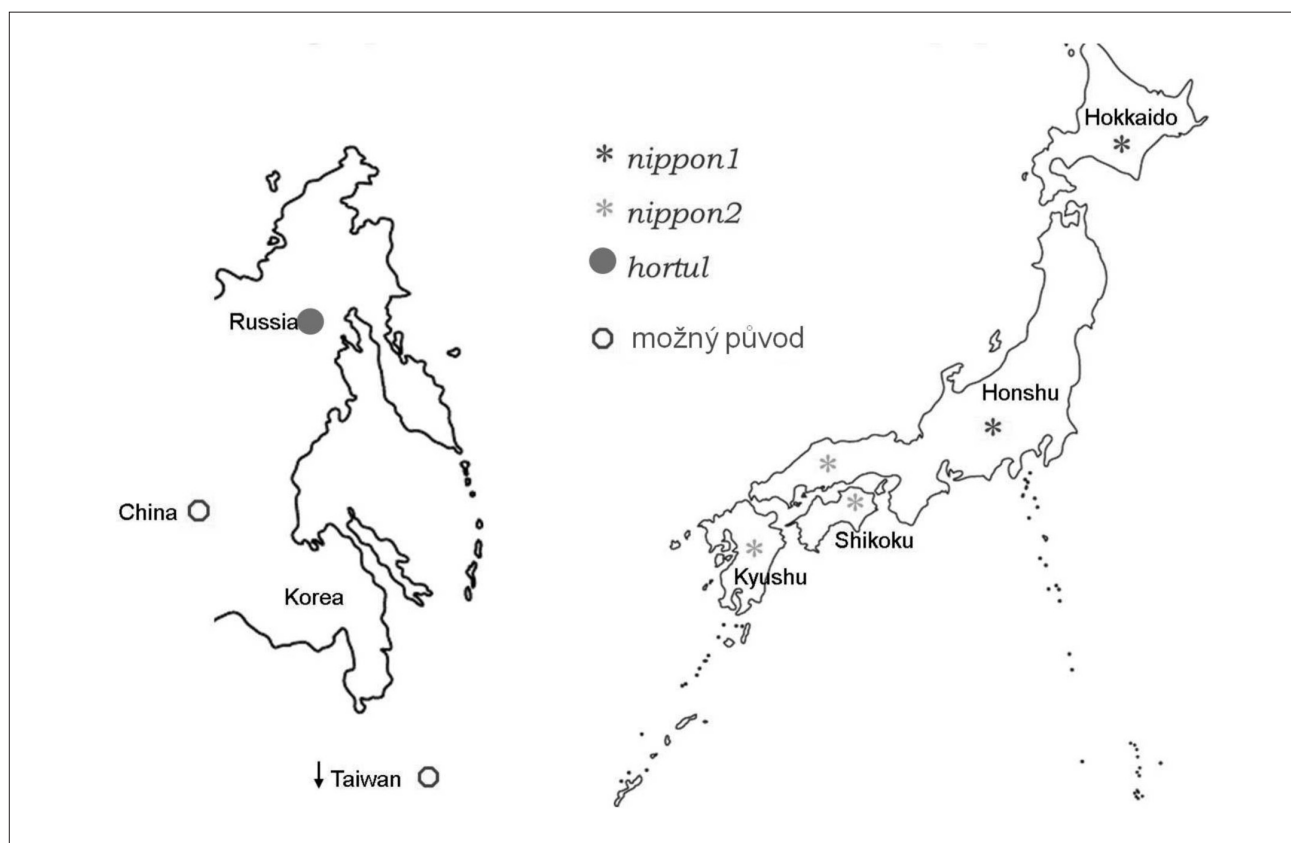
Rozvoj molekulárně genetických metod přinesli i v taxonomii siky mnoho významných změn. Např. bylo dokázáno, že sika má fylogeneticky mnohem blíže k severoamerickému jelenu wapiti (dříve *Cervus elaphus canadensis*, nyní *C. canadensis*) či wapiti sibiřskému (dříve *C. e. xantopygus*, nyní *C. xantopygus*). Další změnou, ke které přispěla analýza DNA sik jihovýchodní Asie a Japonska, je revize systematického postavení jednotlivých poddruhů. Podle posledního publikovaného zdroje (The mammals of the world, 2. 2011) má jelen sika 10 poddruhů, z nichž 2 jsou vyhynulé (*C. nippon grassianus*, *C.n. mandarinus*), 1 přežívá pouze v zoologických zahradách (*C.n. pseudaxis*), zbylé poddruhy žijí v Japonsku (*C.n. nippon*, *C.n. centralis*, *C.n. yeosensis*), v Číně (*C.n. kipschi*, *C.n. mandarinus*, *C.n. sichuanicus*), na Taiwanu (*C.n. taiouanus* – populace byla obnovena reintrodukci jedinců odchovaných v zoologických zahradách) a na Dálném východě a v přiléhající části Číny žije poslední poddruh *C. n. mantschuricus* (dříve *hortulorum*). Někteří japonští zoologové považují siky žijící na malých ostrovech na jihu Japonska za samostatné poddruhy (*C.n. mageshimae*, *C.n. yakushimae*, *C.n. keramae*, *C.n. pulchellus*). I když argumentace specialistů se zdá být věrohodná je třeba popravdě přiznat, že existence některých uvedených poddruhů je přinejmenším diskutabilní. Ani Japonsku se totiž nevyhnuly různé manipulace v podobě translokace chovaných jedinců a jejich vypuštění do volné přírody (např. ostrovy Kerama a Ryuku). Jisté je, že asijské populace siky jsou tvořeny dvěma odlišnými genetickými liniemi lišícími se především velikostí. Severní je větší než jižní. Obě linie žijí na japonském souostroví, které kolonizovaly ze severu přes sachalinský most a z jihu přes most korejský. Na většině areálu původního výskytu je jelen sika chráněn. V Číně přežívající populace jsou v hluboké depresi a o jejich aktuální početnosti nemáme spolehlivé údaje. Nic také nevíme o výskytu siky v Severní Koreji, víme zcela určitě, že sika vyhynul v Jižní Koreji a Vietnamu a byl reintrodukován na Tchajwan. Stabilní populace poddruhu *mantschuricus* (asi 9 000 jedinců) žije na Dálném východě. Tento poddruh je dokonce zařazen do Červené knihy Ruska. Největším problémem kontinentálních poddruhů siky je pytláctví, které především v Číně snížilo jeho početnost na kritickou hodnotu méně než 1 000 jedinců. Vzhledem k tomu, že některé části těla jelenů slouží v tradiční lidové medicíně (pantokrin), je budoucnost čínských siků nejistá. Dostatečně početné jsou pouze japonské populace, které jsou také významným objektem lovu. Aby byla informace o výskytu sik úplná, je třeba zmínit početné introdukce po celém světě (Nový Zéland, Filipíny, Rusko, USA, Madagaskar, Anglie, Irsko, Německo, Česká republika a mnoho dalších zemí). Většina těchto populací prosperuje tak dobře, že jsou lovecky využívány.

V České republice žijí dva příslušníci rodu *Cervus* – původní jelen lesní (*Cervus elaphus*) a introdukovaný jelen sika (*Cervus nippon*). Sika byl do České republiky přivezen koncem 19. a začátkem 20. století. Po druhé světové válce se sika dostal z oborních chovů také do volnosti, kde vytvořil dvě početné a stabilní populace (Západní Čechy a Morava). Díky své vysoké mobilitě, agilitě a agresivitě se šíří po celém území ČR a proniká do populací původního jelena lesního. Informací o tom, odkud byli jedinci siky do ČR přivezeni, je velice málo. Chybí také data o jejich poddruhovém příslušnosti, stejně jako informace o jejich vlivu na původní druh jelena lesního.

Odpovědi na tyto otázky mohou poskytnout molekulárně-genetické metody analýzy vzorků z České republiky a referenčních vzorků ze zemí původního výskytu siky. Analýza dvou úseků na mitochondriální DNA (genu pro cytochrom *b* a kontrolního regionu) umožnila objasnit jak poddruhovou tak i geografickou příslušnost české populace jelena sika. Analýza prokázala existenci tří různých genetických linií. Linie označená jako *nippon1* patří



OBR. 1: Lokality odkud pocházejí vzorky tkání jelena sika, které posloužily k analýze DNA.



OBR. 2: Geografická příslušnost jedinců české populace jelena sika.

k poddruhům *C.n. yesoensis* a *C. n. centralis*, které jsou typické mohutnější tělesnou stavbou a vyskytují se v severní části ostrova Honshu a na ostrově Hokkaido. Jedinci z linie *nippon2* patří k menším poddruhům *C. n. nippon*, *C. n. mageshimae*, *C. n. yakushimae*, *C. n. keramae* a *C. n. pulchellus* z jižní části Honshu, z ostrovů Shikoku, Kyushu a malých ostrovů v jižním Japonsku. Poslední linie, která byla v České populaci zjištěna, je linie *hortul*. Sem patří jedinci, kteří jsou blízké příbuzní poddruhům siky z východní a jihovýchodní kontinentální Asie – *C. n. manschuricus*, *C. n. sichuanicus* a *C. n. taiouanus*. Jedinci z České republiky, kteří patří do této linie, patří k poddruhu *C. n. manschuricus (hortulorum* – „sika dybovského“) a byli importováni pravděpodobně z oblastí na východním pobřeží Ruska. U této skupiny byla kromě analýzy mtDNA provedena také analýza mikrosatelitových markerů (jádrová DNA). Tato potvrdila nízkou genetickou variabilitu a vysoký stupeň inbrídingu u obou populací (české a ruské). Zároveň také ukázala vysoký stupeň populační diferenciaci – obě recentní populace se díky malému počtu jedinců, kteří byli jejich zakladateli, liší. Diferenciace mezi oběma populacemi je pravděpodobně ovlivněná také hybridizací, která byla u české populace siky Dybovského zjištěna při analýze mtDNA. Hybridizaci lze očekávat také mezi původním druhem jelena lesního a introdukovaným jelenem sika. Tato byla intenzivně studována a potvrzena u populací ve Velké Británii a v Irsku. Protože v České republice žijí sika a jelen lesní společně nejen v oborních chovech, ale také ve volnosti, je výskyt hybridních jedinců v populaci jelenů vysoce pravděpodobný. Za účelem studia hybridizace bylo sesbíráno a analyzováno pomocí mikrosatelitových markerů více než 1200 tkáňových vzorků z České republiky, Ruska, Japonska, Slovenska a Maďarska. Analýzy ještě pokračují, stejně jako sběr dalších vzorků.

Aktuální vývoj početnosti, výše odstřelu, šíření siky v ČR i s přihlédnutím k „nepřesnostem“ v mysliveckých statistikách, jsou jednoznačným dokladem selhání mysliveckého managementu tohoto druhu. Pokud nejsou argumentem pro radikální zásah znamenající likvidaci siky ve většině honiteb škody, které působí na lesních porostech a polních plodinách, těžko jím bude nevyjasněná poddruhová příslušnost našich sik. Je tu ale ještě jeden zcela zásadní argument, který by měl výskyt siky omezit – nejlépe za oborní plot! Tím argumentem je hybridizace s jelenem lesním. Jev, který je znám celá desetiletí, jeho existence byla potvrzena seriózním výzkumem dokonce i v ČR, jev, který mnoho „chovatelů“ sik popírá a dokonce o něm pochybují i někteří naši myslivečtí odborníci. Ještě pořád můžeme najít na lovecké mapě ČR obory, kde se dokonce chovají jeleni, siky i „dybováci“ společně! Stále častěji se nám dostávají do rukou vzorky tkání podivně zbarvené jelení zvěře, jelenů s podivným paroží, podivné vzorky z míst odkud nejbližší oficiální výskyt siky se počítá na desítky km! Bagatelizovat tento fakt je nezodpovědné. Řešení je jen jedno. Naprosté vyloučení možnosti styku obou druhů.

Kontakt

Miroslava Barančková¹, Jarmila Krojerová¹, Petr Koubek^{1,2}

¹ Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno

² Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD, ČZU, Kamýcká 129, 165 21 Praha-Suchbátol

POPULAČNÍ TRENDY TETŘÍVKA OBECNÉHO (*Tetrao tetrix*) V KRUŠNÝCH A DOUPOVSKÝCH HORÁCH

Vladimír Bejček^{x)}, Vít Tejrovský^{xx)}, Karel Šťastný^{x)}

^{x)} Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze

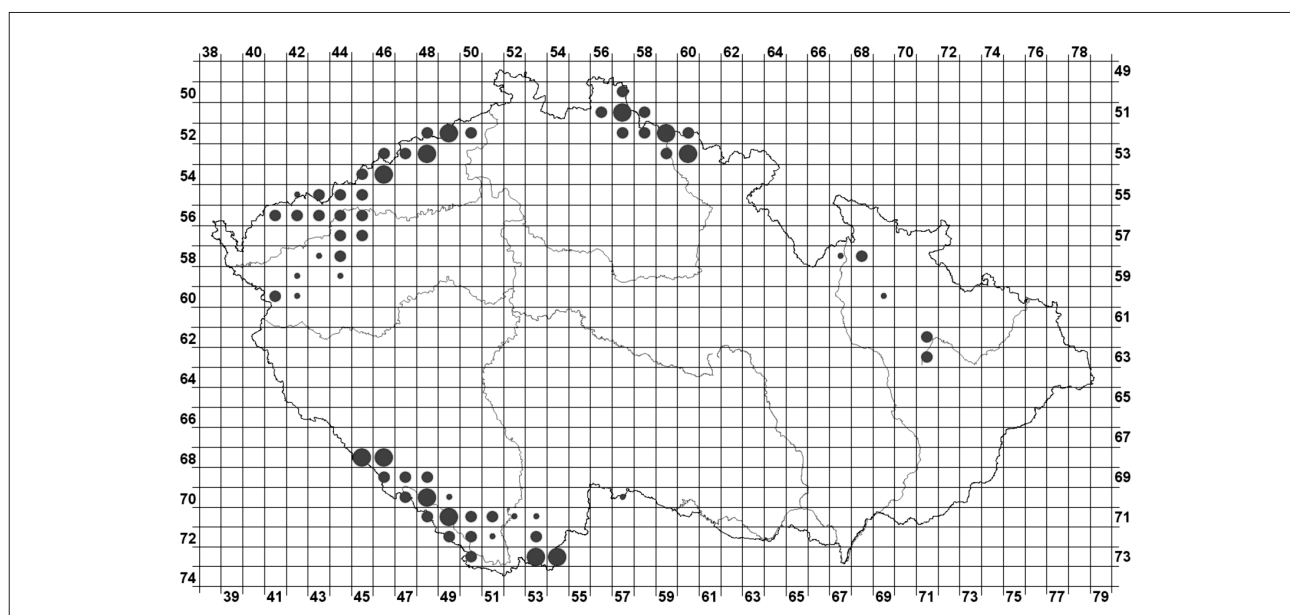
^{xx)} Správa CHKO Labské pískovce a KS Ústí nad Labem

Úvod

Tetřívek obecný (*Tetrao tetrix*) ve svém areálu obývá prostředí mladých sukcesních stádií jehličnatého lesa a je hojný v polootevřených habitatech boreálního pásu Eurasie (LINDSTRÖM et al. 1998). V nízkých polohách střední Evropy se v minulosti podmínky prostředí pro tetřívka zprvu vzhledem ke změnám krajiny způsobených člověkem zlepšovaly. Po vykácení lesa totiž vznikaly extenzivní pastviny, vřesoviště, sukcesní stadia odvodňovaných rašeliníšť a řada dalších vhodných sekundárních biotopů (WÜBBENHORST, PRÜTER 2007). Počátek poklesu stavů v západní Evropě byl patrný již od druhé poloviny minulého století. Se zhruba desetiletým zpožděním se tento trend projevil i ve střední a východní Evropě. Nabízejí se souvislosti s výraznými změnami využívání krajiny, na což prokazatelně reagovala řada ptáků zemědělské krajiny (např. DONALD et al. 2001). Zvláště od 70. let pak došlo k výraznému urychlení tohoto procesu a během dalších dvou desetiletí takřka vymizel v řadě zemí západní, střední a východní Evropy.

Tetřívek obecný patří v České republice k výrazně ubývajícím druhům. Nejvyšší početnosti dosáhl pravděpodobně kolem r. 1910, kdy bylo jen v Čechách střeleno téměř 8 800 kusů a ještě v r. 1933 se ulovilo přibližně 6 700 tetřívků (SEKERA 1938). Od té doby jeho stavy neustále klesají, zvláště dramaticky v posledním půlstoletí. Do poloviny minulého století se tetřívek vyskytoval téměř na celém území ČR, během následujících 25 let se jím obývaná plocha zmenšila o 85 % (HANUŠ ET. AL. 1979). Nejprve vymizel z nížin a následně i z většiny lokalit středních a vyšších poloh. Dodnes existují populace na Šumavě, v Krušných a Jizerských horách a Krkonoších, několik ks přežívá v Novohradských horách. Výjimečný je výskyt tetřívků ve vojenských prostorech Doupovské hory, Boletice a Libavá, kde jim vyhovuje zvláštní typ otevřené krajiny udržovaný pravidelnou vojenskou činností.

Cenná data o rozšíření a početnosti v ČR přinesla tři mapování hnízdního rozšíření ptáků v ČR v letech 1973–77, 1985–89 a 2001–03. Počet kvadrátů obsazených tetřívkem poklesl v mezidobích mezi mapováními z 22 % na 15 % a konečně 10 %. Celkový stav v letech 1973–77 byl odhadnut na 2 500–4 500 kohoutů (ŠŤASTNÝ et al. 1987), v letech 1985–89 na 1 100–2 200 samců (ŠŤASTNÝ et al. 1997) a v letech 2001–03 na 800–1000 samců (ŠŤASTNÝ et al. 2006). Při celostátním sčítání tetřívka v roce 2005 bylo zjištěno již jen 650–700 samců a kvalifikovaný odhad z roku 2010 je ještě nižší, činí 500–650 samců (viz obr. 1).



OBR. 1: Hnízdní rozšíření tetřívka obecného v ČR v letech 2001–2003 (viz ŠŤASTNÝ ET. AL. 2006).

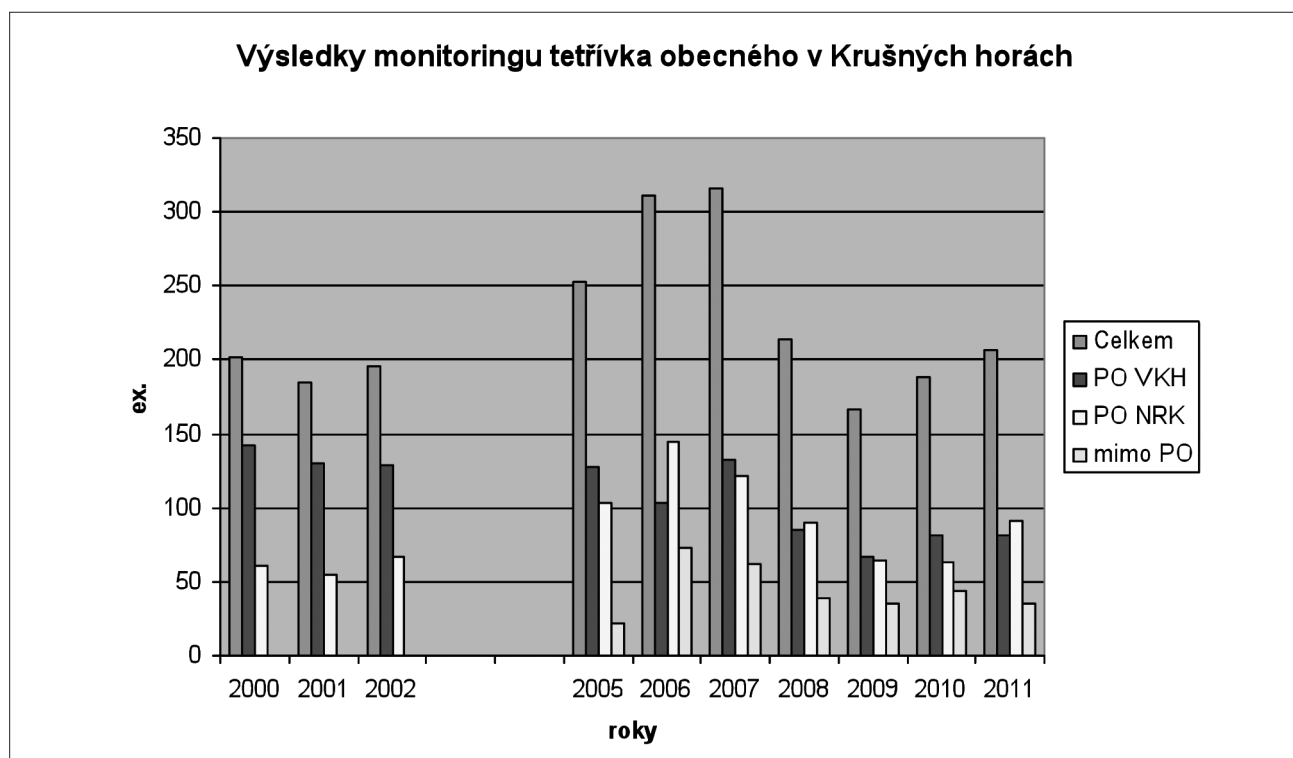
Opačný vývojový trend populací tetřívka než na většině území ČR byl 70. a 80. letech zaznamenán v některých pohraničních horstvech, kde vlivem masivního působení průmyslových imisí došlo k velkoplošnému odumření smrkových lesů. Situace připomínala nárůst početnosti tetřívků na holinách vzniklých po mniškových kalamitách po první světové válce (KOMÁREK 1945). V obou těchto případech se vytvořily podmínky, které alespoň na určitý čas připomínaly prostředí blízké severské lesotundře (ŠTASTNÝ & BEJČEK 1997). Asi nejlepším příkladem jsou vrcholové partie Krušných hor, kde se v letech soustavného úbytku tetřívků v tradičních hnízdních oblastech jejich početní stavy zvyšovaly a dodnes tu žije životaschopná populace. Podobně je tomu i na imisních holinách východních Krkonoš a Jizerských hor. Obdobná situace byla i v některých vojenských prostorech, kde jsou udržovány rozsáhlé otevřené plochy kvůli vojenské činnosti.

Monitoring tetřívka obecného

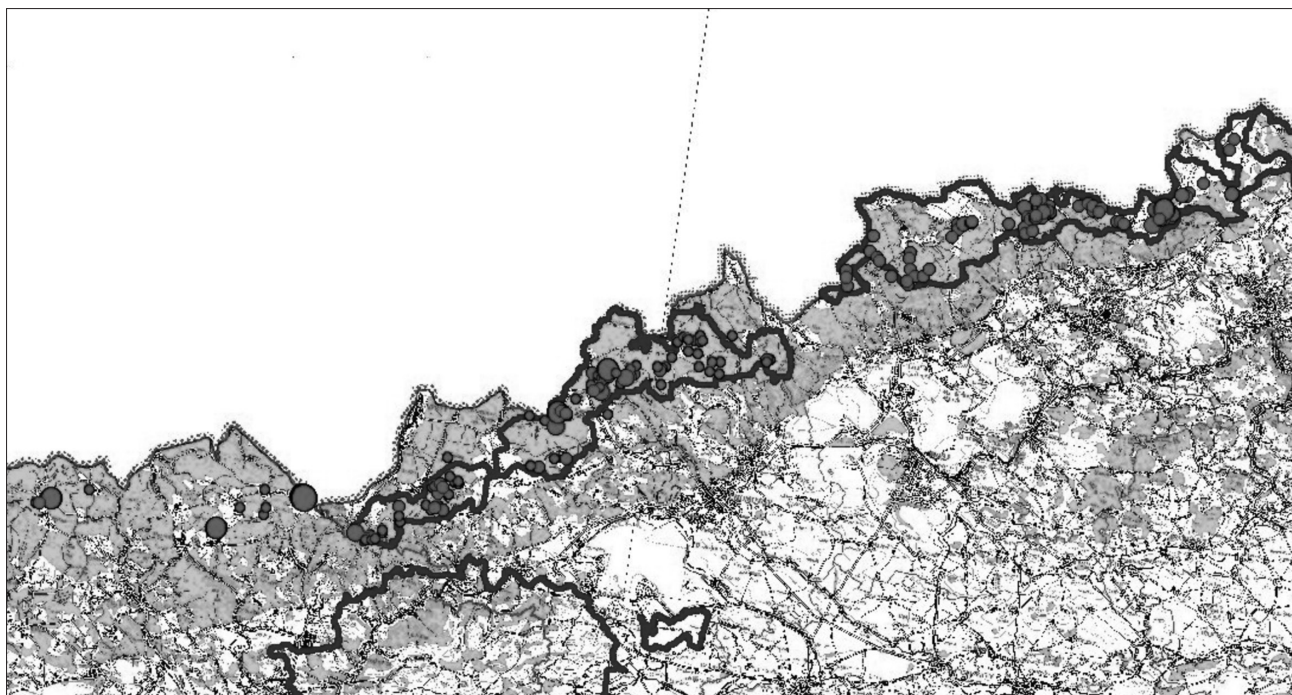
Monitoring tetřívka obecného se provádí v době vrcholícího toku, a to od poloviny dubna do první dekády května. Hlavní úsilí je zaměřeno na tokající kohouty. Pozorovatel od časných ranních hodin pomalu prochází svěřenou trasu s několikaminutovými zastávkami na přehledných místech. Tokající kohouty je nutné přesně lokalizovat a s časovým údajem zanést do mapového podkladu. Kromě projevů toku jsou zaznamenávány i přelety, přítomnost netokajících jedinců a pobytové známky (peří, trus, popeliště atd.).

Krušné hory

Ve vrcholových partiích Krušných hor, zejména v prostoru mezi Klínovcem a Cínovcem, došlo v druhé polovině minulého století působením průmyslových imisí k velkoplošnému odumření smrkových lesů. Mrtvé porosty byly postupně vytěženy a na rozlehlé paseky byly zaváděny porosty náhradních dřevin s významným zastoupením smrku pichlavého (*Picea pungens*), břízy bělokoré (*Betula alba*) a smrku obecného (*Picea abies*), méně jeřábu obecného (*Sorbus aucuparia*), modřínů (*Larix* sp.) a olší (*Alnus glutinosa*, *Alnus viridis*). Ne na všech místech byla obnova úspěšná a vznikla tu specifická krajinná mozaika různých starých lesních porostů, složených z výše jmenovaných dřevin, volných, nezalesněných ploch porostlých převážně třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), původních rašelinišť a rozsáhlých extenzivních luk. Místy se uchovaly starší porosty smrku obecného (*Picea abies*) a soliterní buky (*Fagus sylvatica*) – BEJČEK et al. (1998). V posledních letech dochází k masovému odumírání nepůvodního smrku pichlavého v důsledku masivního napadení houby kloubnatky smrkové (*Gemmamyces piceae*). Probíhající velkorysé rekonstrukce napadených porostů prostředí z hlediska tetřívka zlepšují.



OBR. 2: Výsledky monitoringu tokajících kohoutů tetřívka obecného v Krušných horách v období 2000–2011.



OBR. 3: Mapa Krušných hor s vyznačením tokanišť tetřívka obecného v roce 2011 (černá čára – hranice PO).

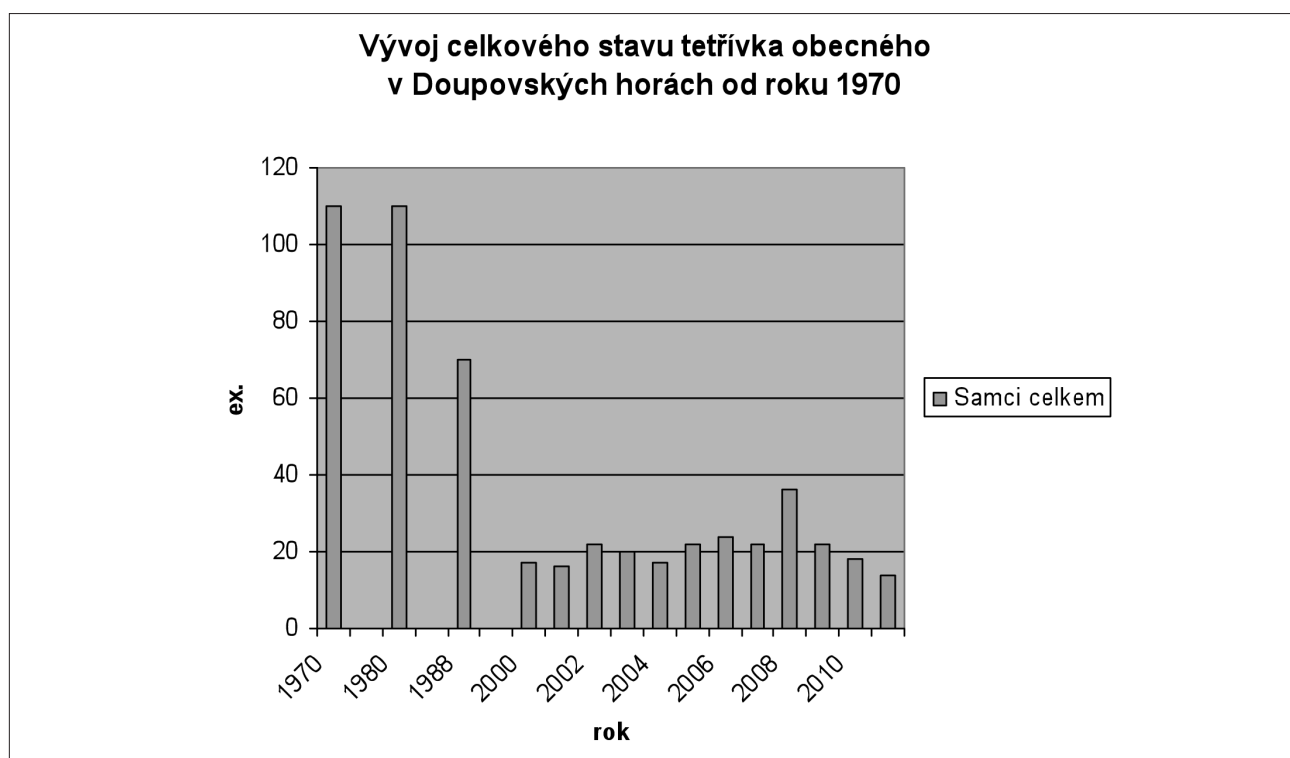
Toto prostředí do značné míry připomíná lesotundru či severskou tajgu. Hlavně díky tomu se zde populace tetřívka obecného udržují na poměrně vysoké úrovni. To byl také důvod, proč zde byly vyhlášeny dvě Ptačí oblasti – PO Východní Krušné hory (16368 ha) a PO Novodomské rašeliniště Kovářská (15 963 ha). Výsledky monitoringu tokajících kohoutů v Krušných horách od roku 2000 potvrzují poměrně stabilní stav. Zde je třeba poznamenat, že před rokem 2005 v Krušných horách západně od Klínovce neprobíhalo systematické sčítání tetřívka, což jistě negativně ovlivnilo celkové výsledky z té doby. Zdá se, že výrazný pokles mezi roky 2007 až 2009 dále nepokračoval a postupně se vyrovnává (obr. 2).

Tetřívci jsou v Krušných horách rozšíření značně nerovnoměrně, což patrně souvisí s výskytem preferovaných biotopů (obr. 3), jejichž charakter odrůstáním průběžně podléhá změnám. I když se oblíbenost hlavních typů prostředí během roku mění, lze jednoznačně říci, že mezi nejvyužívanější patří rozsáhlé mladé smíšené porosty (výška 1–4 m) o pokryvnosti korun mezi 60 a 70%. V rámci takovýchto porostů pak tetřívci i mimo dobu toku vyhledávají otevřenější přehledné plochy, jako jsou například málo využívané cesty či drobné světliny.

Doupovské hory

Doupovské hory jsou plochá sopečná hornatina třetihorního původu. Pro stejnojmennou Ptačí oblast (63 117 ha) je nejtypičtější mozaika otevřených biotopů stepního a lesostepního charakteru, která vznikla sukcesí na opuštěných zemědělských pozemcích a aktivitami armády ve VÚ Hradiště. Hlavním problémem je poměrně rychlé zarůstání bezlesí křovinami. V 70. až 90. letech minulého století se stavy tetřívka obecného v Doupovských horách udržovaly na vysoké úrovni – odhadem až mezi 100–120 tokajícími kohouty. Následoval dramatický pokles, který se na počátku milénia stabilizoval na úrovni mezi 20–40 kohouty (TEJROVSKÝ 2000) a tento stav trvá víceméně dodnes (obr. 4). Došlo též ke zmenšení obývané plochy, což je doložitelné snížením počtu lokalit s prokázaným výskytem tetřívka v rámci Doupovských hor za posledních 10 let na polovinu. Podstatná část zbytkové populace je již několik let soustředěna na místech devastovaných těžkou vojenskou technikou a dopadových plochách mezi Mětikalovem a Řednicí. Hlavním důvodem poklesu stavů je zřejmě rychle pokračující sukcese v kombinaci s vysokým stavem predátorů, zejména divokých prasat (*Sus scrofa*).

Je vysoce pravděpodobné, že populace tetřívka obecného v Krušných horách komunikuje s jeho populací v Doupovských horách. Tokaniště u Meluzíny a na Červeném blatě v Krušných horách jsou vzdálena necelých 10 km od nejsevernějších míst výskytu v Doupovských horách (Martinov, Malá Jehličná). Podobné dlouhé „mezery“ v rozšíření existují i v rámci místy poměrně úzké krušnohorské náhorní plošiny, kupř. mezi nejvýchodnějšími tokaništi v PO NRK a nejzápadnějšími v PO VKH.



OBR. 4: Vývoj početnosti tetřívka obecného v Doupovských horách od roku 1970.

Příčiny ohrožení druhu

Změna biotopu – jeho degradace či likvidace, fragmentace vedoucí k narušení spojitosti vhodných biotopů. (např. odvodňování a ničení rašelinišť, zalesňování či zarůstání otevřených ploch, ničení nízké keříčkovité vegetace a na ni vázaných společenstev bezobratlých pastvou, ústup od pravidelného obhospodařování pastvin a luk apod. (Storch 2000).

Malá velikost populací – řada populací tetřívka je početně slabých a izolovaných. Populace o velikosti kolem 100 jedinců jsou velmi zranitelné demografickými oscilacemi, nemocemi nebo událostmi náhodně a krátkodobě postihujícími některou složku biotopu (větrné smršťe, námrazy, požár).

Predace – vzhledem k vývoji populací více druhů predátorů – generalistů ve druhé polovině 20. století lze za hrozbu pro lokální populace tetřívka v Evropě považovat vysokou míru predace. Mezi živočichy, kteří mohou negativně ovlivňovat zejména úspěšnost hnízdění, patří krkavcovití ptáci (*Corvidae*), lasicovitě šelmy (*Mustelidae*), liška (*Vulpes vulpes*) a především prase divoké (BERGMANN & KLAUS 1994).

Antropogenní rušení – hraje významnou roli především v malých a fragmentovaných populacích. Trvalým zdrojem rušení jsou silniční komunikace, které ovlivňují široké okolí. Vzdávající hrozba jsou turistické a jiné outdoorové aktivity, lyžování, horská cyklistika apod. V posledních desetiletích je významným potenciálním zdrojem rušení výstavba a provoz větrných elektráren. I v případech, kdy nedochází ke změnám biotopu tetřívka, může chronické vyrušování, hlavně v citlivých obdobích (zimování, tok, hnízdění), způsobit až úplné vymizení druhu (MENONI & MAGNANI 1998, ZEITLER & GLANZER 1998).

Lov, pytláctví – exploatace populací přímým lovem nebo pytláctvím zůstává hrozbou především ve státech východní Evropy. Příležitostné zabití může v malých populacích působit jako poměrně kritický faktor i v jiných regionech.

Literatura:

- BEJČEK V., MALKOVÁ P., ŠIMOVÁ P., ŠTASTNÝ K., 1998: The Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in mountains affected by industrial emissions in the Czech Republic. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 18: 717–724.
- BERGMANN H. – H., KLAUS S., 1994: Distribution, status and limiting factors of Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 11: 99–122.

- DONALD P. F., GREEN R. E., HEATH M. F. 2001: Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 268:25–29.
- HANUŠ, V., BOUCHNER, M., FIŠER, Z., 1979: Současné stavy tetřívků v ČR. *Myslivost* 4: 78–80.
- KOMÁREK J., 1945: Myslivost v českých zemích. *Praha*.
- LINDSTRÖM J., RINTAMÄKI P. T., STORCH I. 1998: Black grouse. *BWP Update J* 2:173–191.
- MÉNONI E., MAGNANI Y. 1998: Human disturbance of grouse in France. *Grouse News* 15: 4–8.
- SEKERA J., 1938: Oblasti tetřívků v Československu. *Zvláštní otisk z časopisu Stráž myslivosti* 7: 3–9.
- STORCH I., 2000: Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004. *WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN, Gland. Switzerland and Cambridge, UK and the World Pheasant Association, Reading, UK. x + 112 pp.*
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., 1997: Changes in the distribution and numbers of Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in the Czech Republic. *Poster Abstract Booklet Int. Conf. Wildlife Management and Landuse in Open Landscapes. XIIIrd Congress, September 1–6, 1997. Lyon – France.*
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K., 1996: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989. *H&H, Praha*.
- ŠŤASTNÝ K., RANDÍK A., HUDEC K., 1987: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77. *Academia, Praha*.
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K. 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČR v letech 2001–03. *Aventinum Praha*.
- TEJROVSKÝ V., 2000: Současné rozšíření tetřívků v Doupovských horách. *In: Málková P. (ed.): Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí. České Budějovice 24.–26. března 2000.*
- WÜBBENHORST J., PRÜTER J. 2007: Grundlagen für ein Artenhilfsprogramm "Birkhuhn in Niedersachsen". *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* 42: 1–114.
- ZEITLER A., GLANZER U. 1998: Skiing and grouse in Bavarian Alps. *Grouse News* 15: 8–12.

Kontakt

Vladimír Bejček, Karel Šťastný, Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát
Vít Tejrovský, Správa CHKO Labské pískovce a KS Ústí nad Labem, Teplická 424/69, 405 02 Děčín

PÉČE O SPÁRKATOU ZVĚŘ – NEKONEČNÝ PŘÍBĚH

Doc. Ing. Vladimír Hanzal, CSc.

Katedra ochrany lesa a myslivosti FLD CZU v Praze

Motto:

Per tenis iniuriam

Svým konáním neškodit, to by mělo být zásadou každého myslivce při bohu libé činnosti, jakou péče o spárkatou zvěř doajista je.

Základním problémem mysliveckých aktivit v oblasti péče o zvěř je absence zpětné vazby podle které je možné změnit své chování. Takže důsledky naší péče projevující se mnohdy i úhyny zvěře sežerou prasata a roztahají lišky a o tom, že značné procento sloupaných porostů je poblíž hromad nikdo ani nepřemýšlí.

Takže by mělo platit několik základních pravidel:

1. Svým konáním neškodit.
2. Respektovat potravní typy zvěře
3. Respektovat sezónní změny v trávicím traktu spárkaté zvěře
4. Doplnovat ty složky sezónní potravy, které jsou díky lidským aktivitám v přírodě deficitní.
5. Nepodlehnout trofejové mánii.
6. Ctít zásadu „Co nedám do huby sám, nedávám zvěři“

Péče o zvěř je z hlediska odborného velmi náročná činnost a naše myslivecké vzdělávání se bohužel této problematice věnuje pouze v obecné rovině a povrchně.

Zároveň jsem v této oblasti zaregistroval zajímavý projev duševní metamorfózy při které postačuje obléci si kamizolu se zeleným límcem a okamžitě se z jejího nositele stává odborník na výživu zvěře aniž by měl jakoukoliv odbornou kvalifikaci. A co je ještě pozoruhodnější, mnozí zemědělské odborníci – zootechnici po navléknutí kamizoly zcela zblbnou a chovají se jako nevzdělaní amatéři.

Kontakt

Doc. Ing. Vladimír Hanzal, CSc.

Katedra ochrany lesa a myslivosti FLD CZU v Praze

JELEN SIKA JAPONSKÝ (*Cervus nippon nippon*) NA ÚZEMÍ ČR A ÚSKALÍ MANAGEMENTU JEHO POPULACÍ

Jan Dvořák, Lenka Palyzová
LDF Mendelova univerzita v Brně

Původ druhu a počátky chovu

Jelen sika je původní zvěř ve východní Asii – na japonských ostrovech, v Koreji, Mandžusku, východní Číně a jihovýchodní sibiřské části Ruska (Usurijsko). Pro svoji obdivuhodnou schopnost adaptace na prostředí se v druhé polovině 19. století začal i mimo svoji domovinu (Austrálie 1868, Nový Zéland 1885, Anglie 1870, Francie 1890, země Rakousko-Uherska 1891, Německo 1893, Dánsko 1900, Polsko 1910, Severní Amerika 1916), kde vesměs velmi dobře prospívá, a to jak v oborních chovech, tak i ve volné přírodě.

Na území dnešní České republiky byl jelen sika dovezen v roce 1891 do obory Kluk u Poděbrad. Původně tam byly vysazeny 3 laně a 1 jelen. V roce 1902 tam již bylo asi 70 kusů a v roce 1912 150 kusů, do té doby však bylo asi 100 kusů uloveno. Jelen sika se v té době choval i v oborách Nymbursku, odkud se tato zvěř dostala i do volnosti. Dalším místem, kde byl jelen sika vysazen, bylo obora Lipí u Manětína v okrese Plzeň sever, a to již v roce 1897. Počátkem 20. století byl jelen sika vysazen v oboře Čemínech (okres Plzeň sever). Jelen sika původní manětínské (Lipí) a čemínské populace dnes tvoří jádro chovu této zvěře v Západočeském kraji. Mezi nejstarší chovy jelena siky na Moravě patřil chov na velkostatku Pernštejn (okres Žďár nad Sázavou), o němž existují záznamy z roku 1912. Na Moravě byl dále jelen sika vysazován na několika místech – v okrese Šumperk od roku 1902, kolem roku 1970 se jelen sika následně objevil i na Zábřežsku. Přibližně ve stejné době jako na Šumpersku byl zaveden chov jelena siky na Kroměřížsku.

Populacím jelena siky, jejichž základ spočíval převážně ve zvěři, uniklé z obor do volných honiteb se v našich přírodních podmínkách velmi dařilo a jejich početní stavy vykazovaly zpočátku postupný, později pak strmý nárůst. Ze zvyšujících se stavů zvěře a jejího rozšiřování na další lokality bylo patrné, že je třeba chov tohoto druhu zvěře nějakým způsobem regulovat či směřovat. Jedním z těchto nástrojů mělo být založení oblastí chovu jelena siky. Na území západních Čech chovatelská oblast Plzeň-sever, založená v roce 1975, na Moravě pak v roce 1980 chovatelská oblast Bouzovsko. I přes nesporné chovatelské úspěchy těchto oblastí v podobě medailových trofejí jelenů se však nepodařilo populace siky z hlediska početnosti „udržet na uzdě“ a tento druh po stránce kvantitativní prosperoval a v podstatě prosperuje dodnes, se všemi negativními důsledky (neúměrné škody zvěří na lesních porostech, vliv na genofond jelena evropského, šíření do dalších oblastí).

Současný výskyt jelena siky na území ČR

Jelen sika se v současnosti vyskytuje téměř ve všech krajích České republiky s výjimkou východní části území a jižních Čech.

Nejrozsáhlejší lokalitou s výskytem jelena siky jsou západní Čechy. Oblast výskytu, kde je sika pravidelně sčítán i loven, se rozkládá na hranicích Plzeňského, Karlovarského, Středočeského a Ústeckého kraje. U této populace dochází k plošnému rozpínání zvěře všemi směry do dalších ORP – Ostrov, Slaný, Klatovy, Přeštice, Říčany. Rychlost šíření zvěře na nová území se u jednotlivých ORP výrazně liší. Zatímco ve Slaném, Klatovech a Přešticích nepřesáhla hustota zvěře 2 ks/10000 ha honební plochy (celkový údaj za pole i les), v Říčanech a Ostrově se za 6 let hustota zvýšila až na 15 a 11 ks/10000 ha s předpokladem dalšího nárůstu stavů. Centrem výskytu jsou ORP Nýřany, kde se hustota zvěře (JKS) za posledních 10 let zvýšila z 203 kusů/10000 ha na 295 kusů/10000 ha, Kralovice (vzestup ze 126 na 183 kusů/10000 ha) a Karlovy Vary (vzestup ze 162 kusů na 220 kusů/10000 ha). Vysoká hustota zvěře je také v sousedních ORP, směrem k okraji oblasti výskytu se snižuje. Zarážející je výskyt zvěře v Plzni, která sousedí s Nýřany. V letech 2004 a 2011 zde sika nebyl vůbec nasčítán, i když v ostatních letech zde evidován byl; hustota zvěře zde však nepřesáhla 19 kusů/10000 ha. Stavy zvěře stále stoupají i přes vysoký odstřel. Téměř ve všech ORP je lov vyšší než sčítané stavy a za období 2003–2010 má stoupající tendenci. Nejvíce se

odstřel navýšil v Nýřanech, kde bylo v roce 2003 uloveno 206 kusů/10000 ha a v roce 2010 již 342 kusů/10000 ha. Hustota zvěře v této oblasti má i přes navyšující se odstřel stoupající charakter. Zvěř v ORP s centrem výskytu nemá dostatek prostoru a hlavně potravy, proto se přesouvá do sousedních ORP s nižším zazvěřením. Pokud se stavy nepodaří udržet aspoň na stávající výši, je zřejmé, že se sika bude dále rozvíjet do oblastí, kde zatím nebyl rozšířen.

Další významnou lokalitou je Olomoucko, kde byla v r. 2008 opět založena oblast chovu Bouzovsko. Zde se sika vyskytuje v ORP Moravská Třebová, Svitavy, Mohelnice, Litovel, Konice, Boskovice a Zábřeh, dále se však rozšířil i do Prostějova, Lanškrouna a Králíků. Rychlost rozšiřování siky do těchto ORP je rozdílná. Zatímco v Prostějově stavy pozvolna stoupají, v Králíkách se stavy udržují na stále nízké hodnotě. V Lanškrouně však došlo k výraznému navýšení stavů v roce 2006 a k jejich postupnému klesání. V této oblasti je oproti západním Čechám hustota zazvěření výrazně nižší – nejvíce sika se vyskytuje v Moravské Třebové a Litovli, kde se hustota zvěře pohybuje do výše 110 kusů/10000 ha. I v této oblasti má však hustota populace s občasnými výkyvy stoupající charakter. Lov zde také každoročně přesahuje nasčítané stavy. V Moravské Třebové výše odstřelu stoupla za deset let ze 70 na 117 kusů/10000 ha, v Litovli z 54 na 93 kusů/10000 ha.

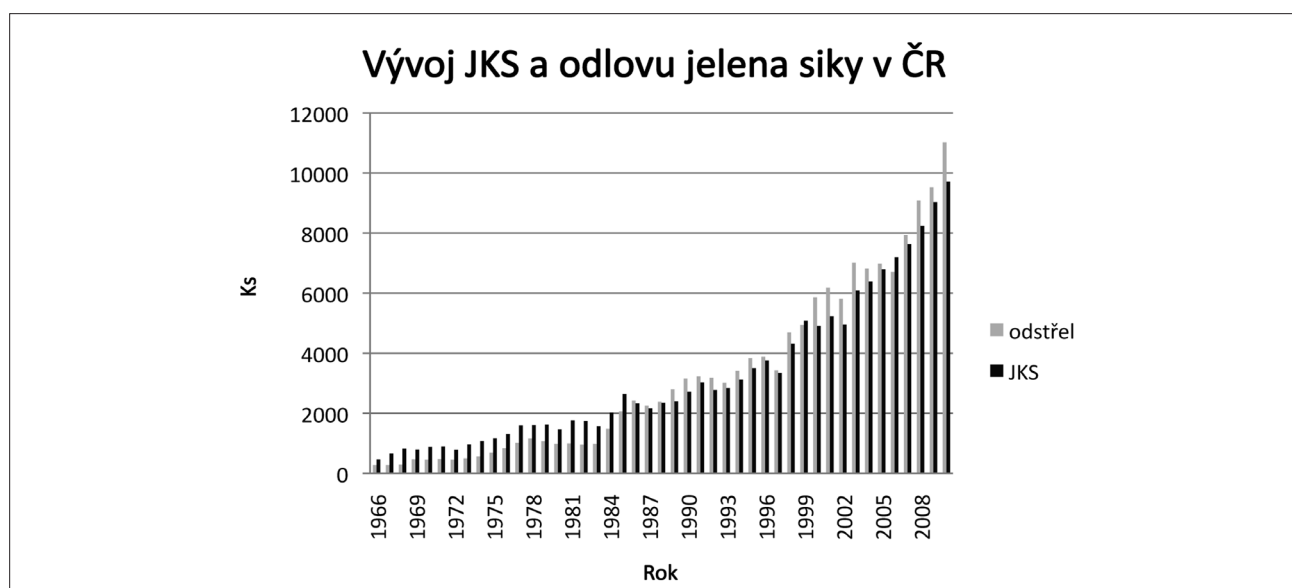
Menší populace siky jsou evidovány i na Nymbursku, Benešovsku a Znojemsku, vyskytuje se i v ORP Chrudim, Havlíčkův Brod, Dobruška, Vítkov a Brno. Zde však hustota zvěře nepřesahuje 20 kusů/10000 ha. Dále se sika objevuje i v ORP podél státních hranic s Německem a Polskem – Teplice, Broumov, Jeseník – kdy se sika v sousedních ORP nevyskytuje. Je tedy možné, že se do těchto ORP zvěř rozšiřuje právě ze sousedních států.

Ve většině ORP, kde je sika sčítán, je také loven. V některých ORP je však sika jen sčítán nebo jen loven, což svědčí o sezónní migraci této zvěře. Jedná se převážně o ORP v blízkosti jeho trvalého výskytu, někdy se však sika přesune i na větší vzdálenosti. Jako příklad lze uvést odstřel siky v Jindřichově Hradci v roce 2005, kdy se sika v okolních ORP za posledních deset let nevyskytoval, ani nebyl loven.

Z hlediska rychlosti šíření jelena siky na nová území je možno vzít v potaz následující čísla: jestliže v roce 2003 byl výskyt či lov jelena siky vykazován v 46 územních celcích (ORP), jejichž celková výměra činila 1,973.596 ha, v roce 2010 pak v 61 celcích (2,361.920 ha). V období let 2003–2010 tedy populace jelena siky na území ČR obsazovaly v průměru 55 tis. ha nových území ročně.

Vyhodnocení početních stavů jelena siky na území ČR

Myslivecké statistiky jsou systematicky zpracovávány od roku 1966. V tomto roce byla uváděna výše sčítaných stavů jelena siky 460 kusů, v roce 2011 je to již 9715 kusů, což je 21krát více. 1966. Tomuto nárůstu však neodpovídá vývoj odstřelu zvěře za stejný časový úsek, který se zvýšil téměř 40krát, aniž by došlo k úbytku zvěře, což vede k závěru, že po celou dobu docházelo a dochází k závažným chybám při stanovení početních stavů. Poměr výše lovu ke sčítaným stavům se od roku 1966 také změnil. Zatímco do roku 1985 byl lov vždy nižší než sčítané stavy, po roce 1985 se tento poměr otočil – kromě roku 2006 byl odlov zvěře vždy vyšší než sčítané stavy. Ani toto opatření však nemělo za následek snižování, nebo alespoň zastavení růstu stavů zvěře.



GRAF 1: Vykazované stavy JKS a lovu za období 1966–2010.

TAB. 1: Stavby JKS a lovu za léta 2002–2011.

	JKS							LOV						
	jelen		laň		kolouch		Σ	jelen		laň		kolouch		Σ
	ks	%	ks	%	ks	%		ks	%	ks	%	ks	%	
2002								1311	22,56	2414	41,54	2086	35,9	5811
2003	1504	30,36	1953	39,42	1497	30,22	4954	1595	22,75	3025	43,15	2390	34,09	7010
2004	1884	30,96	2491	40,93	1711	28,11	6086	1612	23,64	2806	41,16	2400	35,2	6818
2005	2079	32,58	2541	39,82	1762	27,61	6382	1774	25,43	2761	39,58	2441	34,99	6976
2006	2177	32,06	2777	40,9	1836	27,04	6790	1588	23,69	2732	40,75	2384	35,56	6704
2007	2285	31,77	3022	42,02	1885	26,21	7192	1829	23,04	3288	41,42	2822	35,55	7939
2008	2489	32,6	3122	40,89	2024	26,51	7635	2047	22,54	3824	42,11	3210	35,35	9081
2009	2570	31,19	3458	41,97	2212	26,84	8240	2087	21,89	4114	43,16	3331	34,95	9532
2010	2831	31,35	3881	42,97	2319	25,68	9031	2115	19,19	4826	43,8	4078	37,01	11019
2011	2992	30,8	4283	44,09	2440	25,12	9715							
průměr		32		41		27			23		42		35	

Z grafu 1 a následně tabulky I 1 je patrné, že za posledních 10 let se výše lovu i sčítané stavy navýšily na dvojnásobek. Aby byla výše populace udržena na únosných stavech (viz zákon č. 449/2001 o myslivosti), je třeba dle vykázaných časových řad odlovit nejméně 80 % sčítaných stavů v odpovídající věkové skladbě a poměru pohlaví. Z Grafu 1 je však patrné, že odstřel kromě roku 2006 výrazně převyšuje množství sčítané zvěře a stavy se přesto dále zvyšují.

Optimální zastoupení kategorií zvěře v populaci činí při KOP = 0,8 je 39 % jelenů, 39 % laní a 22 % kolouchů, u KOP = 0,9 pak 38 % jelenů i laní a 24 % kolouchů. Průměrné zastoupení kategorií zvěře za sledované období je 32 % jelenů, 41 % laní a 27 % kolouchů. Z procentického vyjádření sčítaných stavů i lovu je patrné, že ve složení populace dle statistik výrazně převažuje samičí zvěř, odlov holé zvěře se v poměru ku trofejové zvěři postupně navyšuje. I přes toto chovatelské opatření se však nedaří růst populace zastavit.

Optimální poměr pohlaví ve volně žijící populaci siky je 1 : 1, skutečnost je však poněkud odlišná. Nastavený trend navyšování poměru počtu lovených laní ku lovu samčí zvěře se zdá být správný, avšak intenzita lovu samičí zvěře je v rámci ČR stále ještě nedostatečná (poměr pohlaví u JKS se nadále rozšiřuje ve prospěch samic).

TAB. 2: Poměr pohlaví JKS a lovu.

rok	JKS	odlov
2002		1 : 1,81
2003	1 : 1,30	1 : 1,90
2004	1 : 1,32	1 : 1,74
2005	1 : 1,22	1 : 1,56
2006	1 : 1,28	1 : 1,72
2007	1 : 1,32	1 : 1,80
2008	1 : 1,25	1 : 1,87
2009	1 : 1,35	1 : 1,97
2010	1 : 1,37	1 : 2,28
2011	1 : 1,43	
průměr	1 : 1,32	1 : 1,85

Další metodou kontroly správnosti managementu populace a pravděpodobnosti vykazovaných statistických čísel je použití tzv. zpětného propočtu, v literatuře často nazývané „metodou zatajených laní“. Tento zpětný propočet zjišťuje, kolik laní potřebných pro vyprodukování očekávaného přírůstku není uvedeno ve statistických výkazech.

Postup výpočtu: řádky 1., 2. a 5. – statistické údaje Mze; řádek 3. – součtem řádků 1. a 2. zjistíme, kolik bylo v daném roce kladeno kolouchů; řádek 4. – ř. 3. dělen KOP 0,8 a 0,9; řádek 6. – rozdíl ř. 5. a 4. udává, kolik laní chybí pro vyprodukování přírůstku (ř. 3.); řádek 7. – procentické vyjádření ř. 6 k ř. 5 ($6/5 \cdot 100$)

TAB. 3: Výpočty „zatajených“ laní pro období 2003–2010.

2003	1. Sčítaný stav kolouchů v roce 2004	1711
	2. Odstřel a úhyn kolouchů v roce 2003	2426
	3. Skutečný přírůstek	4137
	4. Laně potřebné k vyprodukování přírůstku při KOP = 0,8	5171
	při KOP = 0,9	4593
	5. Sčítaný počet laní v roce 2003	1953
	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8 v ks	3218
	při KOP = 0,9 v ks	2644
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	165
	při KOP = 0,9	135
2004	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	2824
	při KOP = 0,9	2233
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	113
	při KOP = 0,9	90
2005	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	2897
	při KOP = 0,9	2292
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	114
	při KOP = 0,9	90
2006	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	2694
	při KOP = 0,9	2086
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	97
	při KOP = 0,9	75
2007	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	3112
	při KOP = 0,9	2430
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	103
	při KOP = 0,9	80
2008	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	3757
	při KOP = 0,9	2993
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	120
	při KOP = 0,9	96
2009	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	3697
	při KOP = 0,9	2902
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	107
	při KOP = 0,9	84
2010	6. Rozdíl vypočtených a nahlášených laní při KOP = 0,8	4400
	při KOP = 0,9	3480
	7. Neuvedené laně v % z hlášeného sčítaného stavu při KOP = 0,8	113
	při KOP = 0,9	90

Za analyzované období (viz tabulka III) činí roční procento neuvedených laní, resp. samic, se kterými se nepočítá ani v plánu chovu a lovu, potažmo s jejich přírůstkem dle KOP 92,5 – 116,5 %, při přepočtu na průměrný KOP = 0,85 tedy 104,5 %. To tedy znamená, že do JKS není dlouhodobě započítána každá druhá v honitbách žijící laň.

Podobným způsobem lze analyzovat uváděné statistické údaje metodou výpočtu rozdílu samic z JKS a provedeného, resp. vykázaného odlovu.

Postup výpočtu: popis v řádcích Tab. IV, v řádce 1. je počítáno jen s JKS kolouchů samičího pohlaví, tzn ½ stavu. Řádek 5. udává rozdíl mezi stavem laní dle statistik a skutečným stavem.

TAB. 4: Výpočet rozdílu samic podle JKS a lovu za období 2004–2011.

1. JKS kolouchů k 31. 3. 2003 * 0,5	748
2. JKS laní k 31. 3. 2003	1953
3. Roční laně + JKS laní v roce 2003 = laně celkem	2701
4. Laně celkem – odstřel v roce 2003 = zůstatek laní	-372
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2004	-2863
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2005	-2068
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2006	-2178
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2007	-2167
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2008	-2514
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2009	-3234
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2010	-3512
5. Zůstatek laní - JKS laní v roce 2011	-4170

Z provedené analýzy je vidět, že rozdíl mezi sčítaným, resp. předpokládaným stavem laní v populaci se každoročně zvyšuje, podobně jako ukazují výsledky předchozí metody, které tento výsledek jenom logicky potvrzuje. Neustále více se rozevírající nůžky mezi předpokladem a skutečností stavů samičí zvěře zadělává na neustále se vlekoucí problém s jednoznačnou prognózou dalšího navyšování stavů.

Pro analýzu celé populace jelena siky, žijícího na území ČR lze využít opět statistická data pro sestavení modelového plánu chovu a lovu jelena siky a konfrontaci mezi očekávaným a skutečným stavem.

Postup výpočtu: JKS kolouchů je rozděleno na poloviny, ty jsou přičteny ke stavu jelenů a laní před lovem (kolouši narození předchozího roku, připočítávají se k dospělé zvěři). Přírůstek je vypočítán násobkem JKS laní a KOP = 0,9. Předpokládaný stav je vypočten odečtením lovu od stavu před lovem.

TAB. 5: Analýza plán lovu pro období 2003–2011.

	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2003	1504	1953	1497	4954
přírůstek KOP = 0,9			1758	
stav před lovem	2253	2701	1758	6712
lov 2003	1633	3073	2426	7132
předpokládaný stav k 31. 3. 2004	620	-372 (0)	-668 (0)	-420
ALE JKS k 31. 3. 2004	1884	2491	1711	6086
rozdíl	1264	2491	1711	6506
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2004	1884	2491	1711	6086
přírůstek KOP = 0,9			2242	
stav před lovem	2740	3346	2242	8328
lov 2004	1663	2873	2490	7026
předpokládaný stav k 31. 3. 2005	1077	473	-248	1302
ALE JKS k 31. 3. 2005	2079	2541	1762 (0)	6382
rozdíl	1002	2068	1762	5080

TAB. 5: Analýza plán lovu pro období 2003–2011.

	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2005	2079	2541	1762	6382
přírůstek KOP = 0,9			2287	
stav před lovem	2960	3422	2287	8669
lov 2005	1830	2823	2514	7167
předpokládaný stav k 31. 3. 2006	1130	599	-227 (0)	1502
ALE JKS k 31. 3. 2006	2177	2777	1836	6790
rozdíl	1047	2178	1836	5288
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2006	2177	2777	1836	6790
přírůstek KOP = 0,9			2499	
stav před lovem	3095	3695	2499	9289
lov 2006	1634	2840	2492	6966
předpokládaný stav k 31. 3. 2007	1461	855	7	2323
ALE JKS k 31. 3. 2007	2285	3022	1885	7192
rozdíl	824	2167	1878	4869
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2007	2285	3022	1885	7192
přírůstek KOP = 0,9			2720	
stav před lovem	3228	3964	2720	9912
lov 2007	1872	3355	2882	8109
předpokládaný stav k 31. 3. 2008	1356	609	-162 (0)	1803
ALE JKS k 31. 3. 2008	2489	3123	2025	7637
rozdíl	1133	2514	2025	5834
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2008	2489	3123	2025	7637
přírůstek KOP = 0,9			2811	
stav před lovem	3502	4135	2811	10448
lov 2008	2095	3911	3292	9298
předpokládaný stav k 31. 3. 2009	1407	224	-481 (0)	1150
ALE JKS k 31. 3. 2009	2570	3458	2212	8240
rozdíl	1163	3234	2212	7090
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2009	2570	3458	2212	8240
přírůstek KOP = 0,9			3112	
stav před lovem	3676	4564	3112	11352
lov 2009	2135	4195	3405	9735
předpokládaný stav k 31. 3. 2010	1541	369	-293 (0)	1617
ALE JKS k 31. 3. 2010	2831	3881	2319	9031
rozdíl	1290	3512	2319	7414
	jelen	laň	kolouch	Σ
JKS 31. 3. 2010	2831	3881	2319	9031
přírůstek KOP = 0,9			3493	
stav před lovem	3991	5040	3493	12524
lov 2010	2192	4927	4185	11304
předpokládaný stav k 31. 3. 2011	1799	113	-692 (0)	1220
ALE JKS k 31. 3. 2011	2992	4283	2440	9715
rozdíl	1193	4170	2440	8495

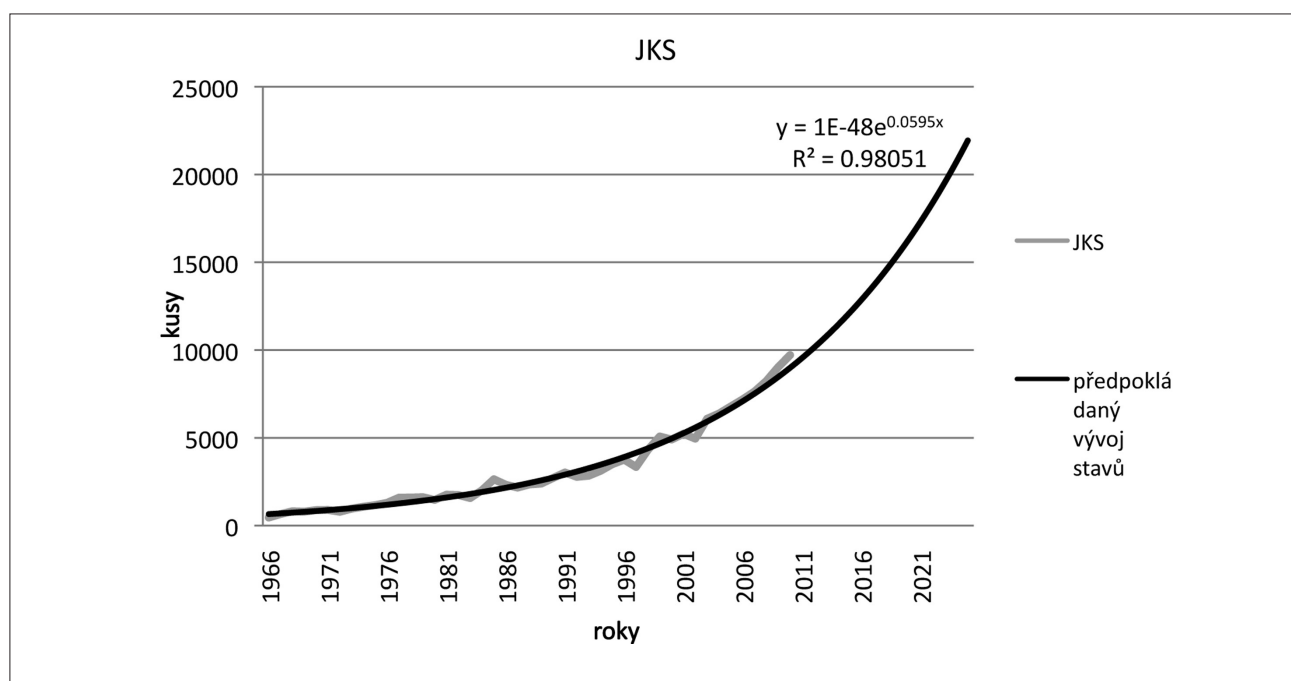
Z analýzy takto sestavených plánů vyplývá, že při uváděných sčítaných stavů a lovu by byli každý rok vystřeleni všichni kolouši a v roce 2003 i laně. Jediným závěrem, jak je tahle situace možná, je silné podhodnocení stavů zejména holé zvěře, nebo nepravdivé údaje, poskytované (ať již úmyslně či jako výsledek nevhodných metod sčítání zvěře) pro potřeby myslivecké statistiky.

V roce 2003 rozdíl mezi předpokládanými a sčítanými stavy činil 6506 kusů zvěře, v roce 2006 dokonce „jen“ 4869 kusů, v roce 2010 se však tento rozdíl zvedl až na 8495 kusů. Nejmenší rozdíly jsou v počtech jelenů. Tato kategorie se statistickými hodnotami pravděpodobně nejvíce přibližuje skutečným stavům.

Závěr

Stavy zvěře sika na území ČR stále narůstají geometrickou řadou. Z výše provedených analýz patrné, že tento jev způsobuje nevyhovující složení populace dle kategorií s převahou holé zvěře a hlavně podhodnocená statistika, kde není evidována přibližně polovina laní z populace. S těmito laněmi není dále počítáno v plánování, což má zpětný dopad na nárůst počtu zvěře, jelikož samice jsou nositelem přírůstku. Pokud tato situace nebude v reálné současnosti s veškerou vážností rázně řešena, budou stavy zvěře stále strměji narůstat (viz graf 2).

Tento nárůst bude mít za následek nejen rozpínání zvěře siky do dalších oblastí, ale také problém se škodami na lesních porostech a další možné, dnes jen odhadované problémy, s neúměrným nárůstem početnosti související. Uvědomme si, že stojíme před vážnými rozhodnutími, stejně jako naši předchůdci v době nedávno minulé, když řešili předpoklad expanze početnosti prasete divokého či bobra evropského, kormorána a dalších.



GRAF 2: Předpokládaný vývoj stavů siky do roku 2021.

Kontakt

Ing. Jan Dvořák, Ph.D., Bc. Lenka Palyzová, LDF Mendelova univerzita v Brně

K ODHADU CHARAKTERISTIK NÁHODNÝCH VELIČIN

Daniel Zahradník

FLD ČZU v Praze

Úvod

Při statistické analýze dat bývá zpravidla našim cílem nejen bodový odhad určitých charakteristik (např. střední hodnoty, či rozptylu), nýbrž také určení jejich variability, popř. intervalových odhadů daných charakteristik.

Tradiční přístup spoléhá na platnost předpokladů jako je normalita veličin, nezávislost apod. V řadě reálných situací však tyto předpoklady splněny nejsou. Jinou možností je spolehnout se na hrubou sílu výpočetní techniky a využít *Monte-Carlo* simulačních metod či metody *bootstrapu*.

Tento článek si klade za cíl upozornit na, v lesnické literatuře méně známou, metodu *bootstrapu* a ukázat možnosti jejího využití při řešení některých základních statistických úloh.

Intervalový odhad statistiky

Mějme pro nějakou veličinu X k dispozici náhodný výběr $x_1, x_2, \dots, x_n$. Označme dále θ určitou statistiku vztahující se k veličině X . Odhad střední chyby statistiky θ s využitím *bootstrap* metody získáme následovně:

1. Provedeme náhodný výběr s opakováním z původního výběru $x_1, x_2, \dots, x_n$ a pro tento nový výběr určíme hodnotu požadované statistiky. Rozsah nového výběru musí být stejný jako rozsah výběru původního a jak již bylo uvedeno, jednotlivé prvky původního výběru se v novém výběru mohou vyskytovat opakovaně.
2. Krok 1 provedeme opakovaně, řekněme b -krát. Získáme tak b bodových odhadů dané statistiky $\hat{\theta}_1, \hat{\theta}_2, \dots, \hat{\theta}_b$. Velikost b se doporučuje volit řádově ve stovkách.
3. Střední chybu statistiky poté určíme jako směrodatnou odchylku statistik $\hat{\theta}_1, \hat{\theta}_2, \dots, \hat{\theta}_b$.

Uvedená procedura působí poněkud „podezřele“ (jak se ostatně odráží v samotném názvu metody – Raspe, 1785), bylo však dokázáno (Efron, 1993), že při správném použití jsou takto získané výsledky korektní.

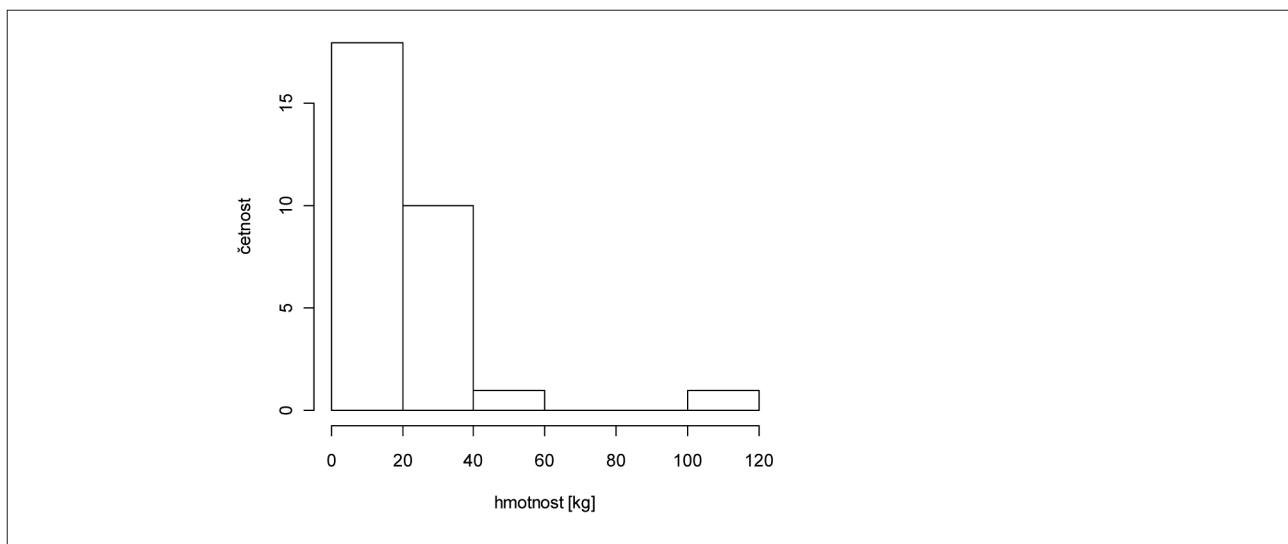
Určit konfidenční interval pro statistiku θ je úloha komplikovanější. Důvodem je, že rozdělení odhadů $\hat{\theta}$ se k rozdělení statistiky θ blíží zpravidla pouze asymptoticky. Pro odhad konfidenčního intervalu byla vyvinuta řada metod, vhodných pro použití v různých situacích. Podrobný rozbor přesahuje možný rozsah tohoto článku, uveďme zde tedy pouze metodu nejjednodušší. Označme $\hat{\theta}_{(i)}$ hodnotu statistiky, jež se nachází na i -tém místě v řadě všech statistik $\hat{\theta}_1, \hat{\theta}_2, \dots, \hat{\theta}_b$ uspořádaných podle velikosti. Velikost b se v tomto případě doporučuje volit v řádu tisíců. Lze ukázat, že interval s krajními body

$$\left(\hat{\theta}_{\left(\frac{\alpha}{2}b\right)}, \hat{\theta}_{\left(\left(1-\frac{\alpha}{2}\right)b\right)} \right) \quad (1)$$

pokrývá hodnotu dané statistiky θ s pravděpodobností přibližně $1-\alpha$. Tato metoda se doporučuje zejména pro intervalový odhad mediánu (Davison, Hinkley, 1997) – viz. příklad 2.

Příklad 1. Určení konfidenčního intervalu pro střední hodnotu náhodné veličiny.

V dalším budeme jako příklad používat soubor 30 kusů jelení zvěře náhodně vybraných z určité populace. Histogram četností jejich hmotností je uveden v obr. 1. Výrazné levostranné sešikmení je zřejmě způsobeno relativně větším zastoupením mladých jedinců v souboru.



OBR. 1: Rozdělení hmotností vybraných kusů jelení zvěře.

Aritmetický průměr hmotností zde je $\bar{X} \doteq 20,61$ kg a výběrová směrodatná odchylka $s \doteq 20,64$ kg.

Úkolem je určit konfidenční interval pro střední hodnotu hmotnosti. Při klasickém přístupu bychom střední chybu aritmetického průměru odhadli jako

$$SE(\bar{X}) = \frac{s}{\sqrt{n}}, \quad (2)$$

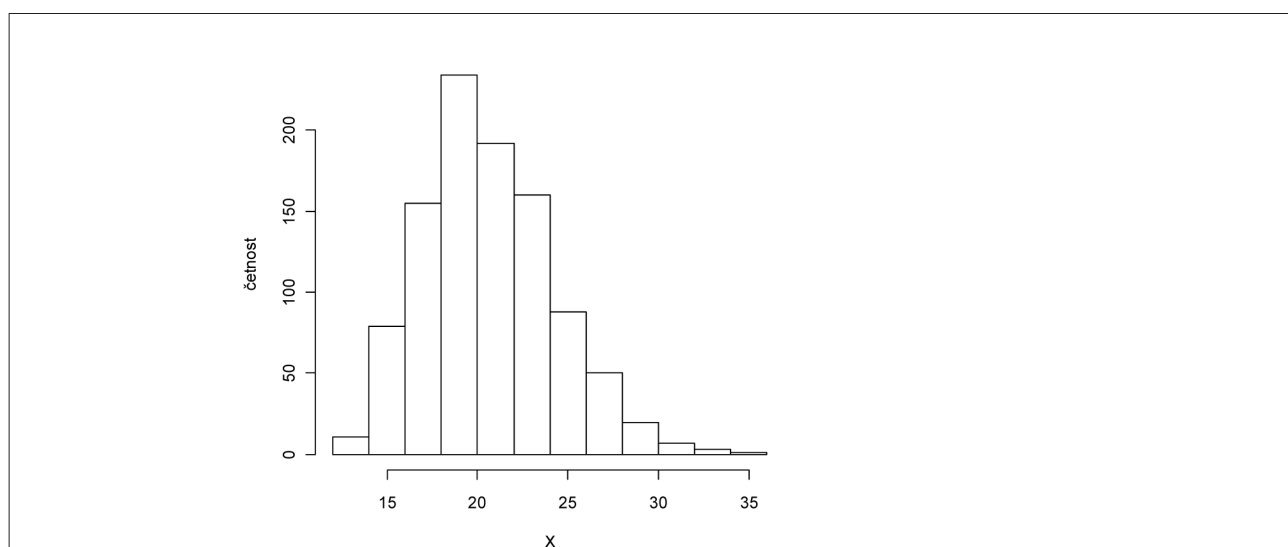
kde n je počet měření, tj. $SE(\bar{X}) \doteq 3,77$.

Za předpokladu normality zkoumané veličiny bychom poté mohli říci, že interval s krajními body

$$(\bar{X} - t_{n-1}(\alpha)SE(\bar{X}), \bar{X} + t_{n-1}(\alpha)SE(\bar{X})), \quad (3)$$

kde $t_{n-1}(\alpha)$ je kritická hodnota Studentova t-rozdělení s $n-1$ stupni volnosti na hladině významnosti α , v našem případě tedy interval (12,90, 28,32), pokrývá střední hodnotu hmotnosti s pravděpodobností $1 - \alpha$.

Vyřešme nyní tuto úlohu pomocí metody bootstrapu. Zvolme $b = 1000$. Rozdělení hodnot 1000 výsledných aritmetických průměrů pro jednotlivé bootstrapové výběry ukazuje obr. 2.



OBR. 2: Rozdělení hodnot aritmetických průměrů.

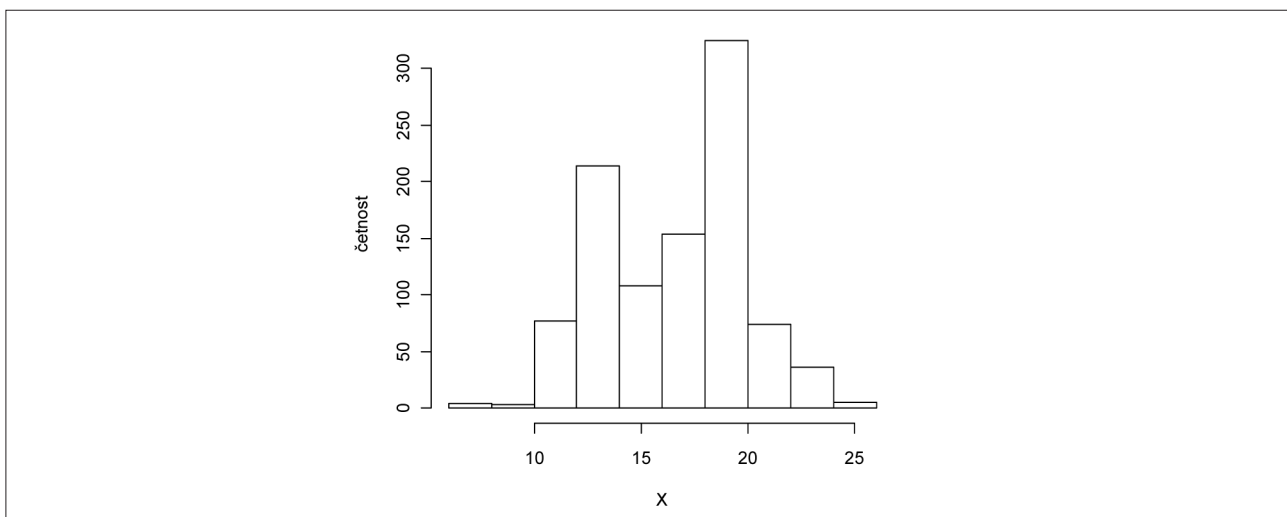
Jejich směrodatná odchylka je 3,67, tj. $SE(\bar{X}) \doteq 3,67$. Pokud bychom mohli předpokládat normalitu zkoumané veličiny, dostali bychom s využitím (3) konfidenční interval pro střední hodnotu hmotnosti (13,10 28,12). Předpoklad normality se v našem případě (viz. obr. 1) nejeví jako opodstatněný. Odhadněme proto konfidenční interval raději přímo z bootstrapových výběrů. Zde pro $\alpha = 0,05$ dostáváme rozdělení hodnot aritmetických průměrů takové, že $x_{(25)} = 14,49$ a $x_{(975)} = 28,42$.

Příklad 2. Odhad mediánu.

Z textu v předchozím oddílu vyplývá, že klasická analytická metoda i metoda bootstrapu dávají v případě odhadu střední hodnoty podobné výsledky a tam kde se liší výrazněji (odhad konfidenčního intervalu), je důvod pokládat výsledky získané metodou bootstrapu za realističtější.

Možnosti této metody však oceníme zejména v těch případech, kdy nemáme možnost určit vlastnosti nějaké statistiky analyticky. Uvažme např. medián náhodné veličiny. Pro medián nemáme k dispozici analytické vyjádření jeho střední chyby ani jeho konfidenčního intervalu. Můžeme je však určit pomocí metody bootstrapů. Postup bude shodný s postupem popsáním v předchozím oddílu, jedinou změnou bude, že statistikou počítanou pro jednotlivé výběry nebude aritmetický průměr, ale medián.

Pro demonstraci použijme data z příkladu 1 a zvolme opět $b = 1000$. Rozdělení mediánů hmotností pro jednotlivé bootstrapové výběry znázorňuje obr. 3.



OBR. 3: Rozdělení hodnot mediánů.

Dostáváme tak bodový odhad mediánu hmotností $\tilde{X} \doteq 16,67$, jeho střední chybu $SE(\tilde{X}) \doteq 3,16$ a 95% konfidenční interval (10,80 22,47).

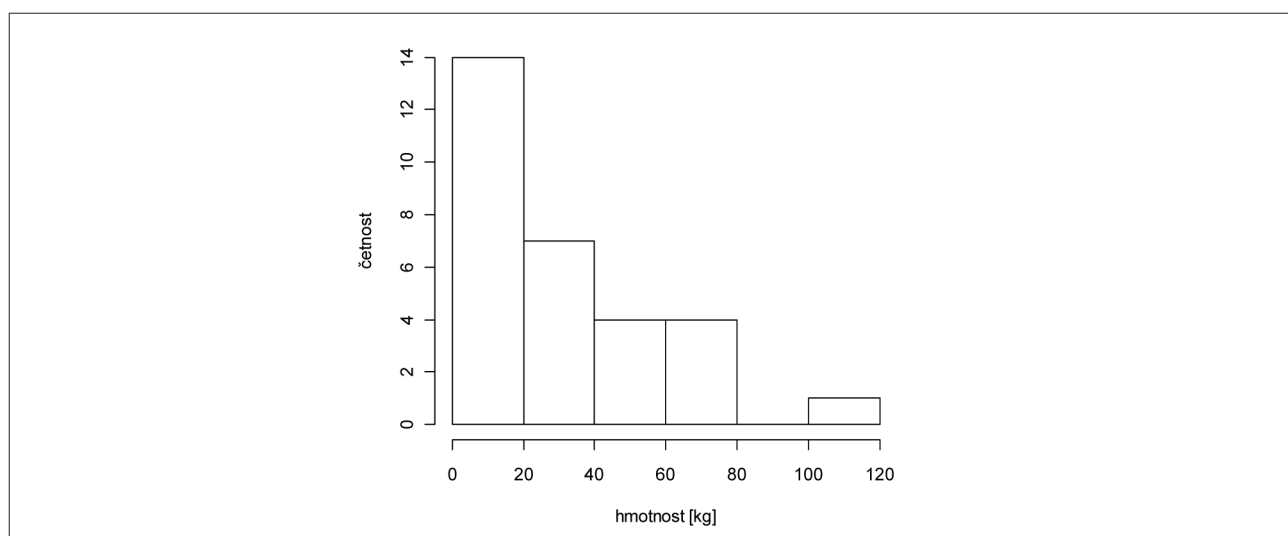
Příklad 3. Test shody dvou středních hodnot.

Metodu bootstrapu lze aplikovat na jakoukoli testovací statistiku. Uvažme např. test shody dvou středních hodnot. Kromě populace popsané v příkladu 1 mějme ještě populaci další, charakterizovanou aritmetickým průměrem hmotností náhodného výběru 30 jedinců $\bar{Y} = 32,04$ kg, směrodatnou odchylkou $s_y = 24,71$ kg a rozdělením hmotností znázorněným v obr. 4.

Za předpokladu normality hmotností bychom zde použili dvouvýběrový Studentův t-test a protože

$$T = \frac{\bar{X} - \bar{Y}}{s \sqrt{\frac{1}{n_x} + \frac{1}{n_y}}} = -1,94$$

a kritická hodnota Studentova t-rozdělení při 58 stupních volnosti a hladině významnosti $\alpha = 0,05$ je rovna 2,00, nemohli bychom zamítnout hypotézu o shodě středních hodnot hmotností obou populací.



OBR. 4: Rozdělení hmotností vybraných kusů jelení zvěře z určité populace.

Test provedený pomocí metody bootstrapu by se v tomto případě jevil jako silnější: dostali bychom tak odhad testovací statistiky $T = -2,08$ s konfidenčním intervalem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ $(-4,14, -0,10)$, tj. výsledek testu by ukazoval na statisticky významný rozdíl mezi středními hmotnostmi.

Závěr

Metoda bootstrapu může být cennou pomůckou při statistické analýze dat. Za určitých okolností umožňuje najít realističtější odhady statistik než klasické analytické metody, v některých případech může být dokonce jedinou cestou k jejich určení.

Rovněž použití této metody je jednoduché. Řada statistických programů má příslušné funkce zabudovány a umožňuje tak snadné nalezení odhadů libovolných statistik.

Je však též na místě upozornění před jejím bezmyšlenkovitým užíváním. Rozdělení statistik pro jednotlivé bootstrapové odhady obecně nemusí odpovídat skutečnému rozdělení této statistiky a tak posouzení platnosti takto získaných výsledků vyžaduje jistou znalost příslušné teorie a zkušenost.

Literatura

- DAVISON A.C., HINKLEY D.V. (1997): Bootstrap Methods and their Application. Cambridge University Press, Cambridge.
- EFRON B., TIBSHIRANI R.J. (1993): An Introduction to the Bootstrap. Chapman and Hall, London.
- RASPE R.E. (1785): The Adventures of Baron Munchausen.
- SHAO J., TU D. (1995): The Jackknife and Bootstrap. Springer Verlag, New York.

Kontakt

Daniel Zahradník
FLD ČZU v Praze

VLIV ODRŮDY KUKUŘICE A OZIMÉ PŠENICE PŘI VÝBĚRU POTRAVY U ČERNÉ ZVĚŘE

Kamil Štípek^{1,2}, Miloš Ježek

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, Fakulta lesnická a dřevařská ČZU v Praze

² VP AGRO spol. s r.o., ³ VÚLHM Jíloviště-Strnady

Při pohledu do historie problematiky škod černou zvěří na polních kulturách a vlivu odrůdy na jejich rozsah lze dohledat zmínku již v práci prof. Bubeníka z roku 1954, kde se autor zmiňuje o tom, že existují odrůdy brambor, které dokáží divoká prasata při návštěvě brambořiště najít a jejich porost výrazně poškodit vyrýváním čerstvě nasazených hlíz, aniž by porost sousední odrůdy byl výrazněji zasažen. Stejnou zkušenost publikuje také Heinz Meynhardt ve své knize „Mezi divočáky“, vydané v českém překladu v roce 1983. S rostoucími stavy černé zvěře na území celé Evropy v souvislosti s rostoucí intenzitou zemědělství v druhé polovině minulého století narůstá rozsah škod černou zvěří na zemědělských kulturách. Nejen z různých vědeckých prací např. Briedermanna (1976), Geissera (2000), Herrera a kol. (2006), ale koneckonců již zmiňovaného prof. Bubeníka a zejména četných poznatků z praxe vyplývá, že divoká prasata, pokud si mohou vybrat, preferují obilniny bez osin (pšenice, oves), před osinatými druhy jakými jsou ječmen a žito. Stále převažující výrazné zastoupení pšenice jako suroviny pro potravinářské a krmné účely v osevních postupech si vyžádalo i v tomto směru reakci z řad šlechtitelů nových odrůd v podobě stále větší nabídky osinatých materiálů. Zatímco v roce 2001 činily pouze 0,1 % z celkových ploch osevů, během osmi let se jejich výměra vyšplhala na 4 % z celkové osevní plochy úředně uznaného osiva (Štípek a kol. 2010). Vezmeme-li v úvahu rozsah pěstitelských ploch společně s nutričními vlastnostmi zrna, tak první místo co do rozsahu škod černou zvěří na polních plodinách zaujímá kukuřice, což potvrzují statistická šetření Schleye et al. (2004) a posléze také Schleye et al. (2008). Pěstitelské plochy kukuřice v ČR kolísají za posledních několik desetiletí v souvislosti se stavy hospodářských zvířat (skot, prasata, drůbež), u nichž dochází k poklesu, nicméně toto je v poslední době eliminováno rozmachem bioplynových stanic, kde ve většině případů tvoří kukuřice podstatnou část vsádky do fermentoru. Okrajově se kukuřice pěstuje také pro produkci biolihu ze zrna. Otázkou do budoucna zůstávají již přijatá opatření k zamezení eroze půdy a pěstování širokořádkových plodin na svazích (GAEC 2) a jejich vliv na rozsah pěstitelských ploch kukuřice. Přestože nabídka odrůd kukuřice čítá dnes již stovky různých hybridů, zatím nebylo publikováno mnoho článků o odlišné atraktivitě odrůd kukuřice pro volně žijící zvěř, pouze u jelence běloocasého to byli v USA nejprve Ingebrigtsen a Mc Anninch v roce 1989 a následně Delger (2009). Četné poznatky od zemědělců a myslivců na toto téma v souvislosti s černou zvěří nás přiměly k využití poloprovozních odrůdových pokusů pro tyto účely.

TAB. 1: Charakteristika pokusných lokalit.

Lokalita (obec s rozšířenou působností)	nadm. výška (m n. m.)	výrobní oblast	Lesnatost (%)	ranost odrůd, pěstovan ých na provozní ploše (FAO)	úlovky divokých prasat (v ks na plochu honební plochy v ha)
Oskořínek (Nymburk)	210	řepařská	do 15 %	280–300	1 ks na 68 ha
Sloveč (Poděbrady)	230	řepařská	do 15 %	250–320	1 ks na 110 ha
Dolní Lukavice (Přeštice)	360	obilnářská	30 %	240–260	1 ks na 60 ha
Zdislavice (Vlašim)	340	obilnářská	20 %	230–250	1 ks na 58 ha
Čechtice (Vlašim)	460	bramborářská	30 %	230–260	1 ks na 58 ha
Dynín (České Budějovice)	480	obilnářská	25 %	240–260	1 ks na 63 ha
Věž** (Havlíčkův Brod)	540	bramborářská	25 %	220–230	1 ks na 168 ha
Stonařov*** (Jihlava)	580	bramborářská	50 %	220–230	1 ks na 26 ha

*** data z honební plochy 5800 ha v okolí k. ú. Stonařov

** data z honební plochy 5700 ha v okolí k. ú. Věž

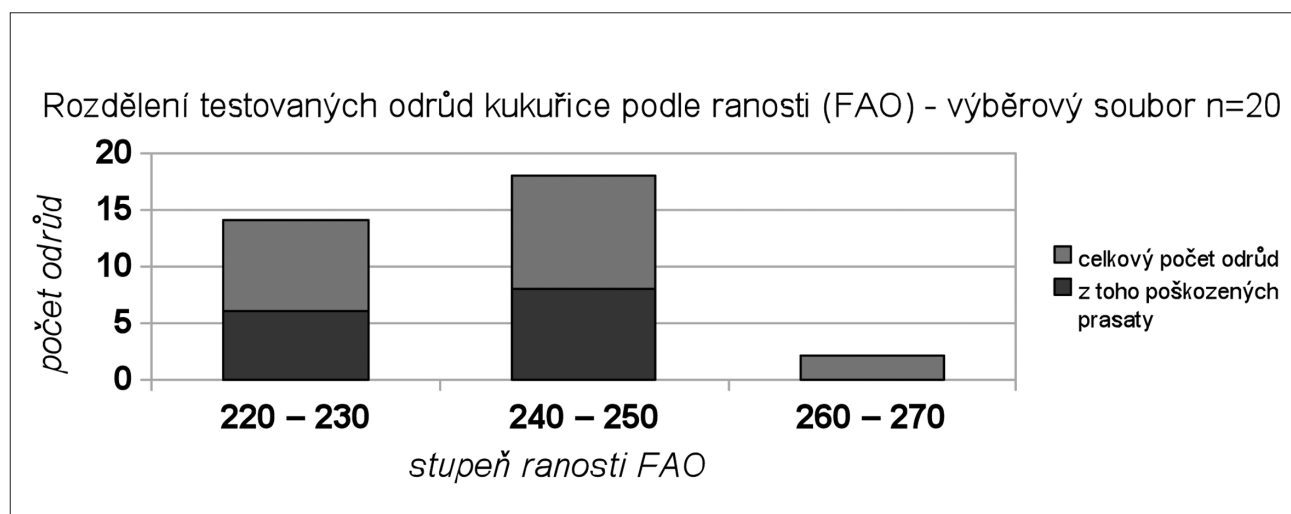
Pokusy byly založeny celkem na 8 lokalitách v oblastech s různou lesnatostí a hustotou populace černé zvěře a sledování probíhala po dobu tří let (2009–2011), vždy v období od mléčné zralosti do plné zralosti zrna odečtem poškozených rostlin z celkového počtu jedinců na dané parcele. Výměra každé parcely kolísala od 1000 do 3000 m². Podrobnější charakteristiku uvádí tabulka 1. Počet a složení zkoušených odrůd se v rámci lokalit a v průběhu let lišily a proto k vyhodnocení zjištěných dat bylo využito pouze 20 nejčastěji se vyskytujících hybridů z celkového počtu 153 odrůd.

Výsledky

Stanoviště mělo důležitý vliv na rozsah škod černou zvěří v porostech kukuřice, což souvisí s rozmanitostí krajiny (lesy a pole), stavy černé zvěře a nabídkou potravy tj. pěstitelskými plochami kukuřice, ostatních atraktivních plodin a výskytem dubu a buku v lesních porostech. Nejvyšší škody byly zaznamenány v oblasti Českobudějovicka a Jihlavska (u některých odrůd až 95 % poškození), zatímco na Nymbursku nepřesáhly 10 %. Zajímavý je také rozdíl v působení černé zvěře na polní kultury v klimaticky podobných částech Vysočiny (viz. tabulka 1 – stavy ulovené černé zvěře na jednotku honební plochy). Z uvedeného vyplývá, že problémy se škodami způsobenými černou zvěří na polních kulturách nejsou v rámci ČR všude stejné, ale existují rozdíly mezi oblastmi.

Problematika ranosti odrůd zemědělských plodin (nejen kukuřice, ale také např. brambor či pšenice) ve vztahu k jejich konzumaci černou zvěří vychází ze známých skutečností o sezónní dynamice v příjmu jednotlivých složek potravy (např. Cellina a kol., 2008). Bez ohledu na roční období vyhledávají divoká prasata vždy alespoň jednu energeticky bohatou složku potravy. V podzimním a zimním období jsou to zejména plody lesních dřevin (žaludy a bukvice), bohaté na škrob, v předjarním a jarním období jsou to nadzemní i podzemní části rostlin (listy, stonky, oddenky, kořínky) a drobní živočichové s vysokým obsahem bílkovin a s létem přichází opět příklon k plodům a semenům s vysokým obsahem cukrů a škrobu. Toto období přichází ve fázi mléčné voskové zralosti obilky či zrna a proto ty odrůdy, které se do této kritické fáze zralosti dostanou dříve než pozdnější odrůdy, jsou černou zvěří vyhledávány přednostně. Rozdělení testovaných odrůd podle ranosti a podíl poškozených odrůd černou zvěří v každé kategorii uvádí u souboru 20 odrůd graf 1. Přestože je z grafu zřejmý vliv ranosti na poškození jednotlivých odrůd černou zvěří, byly také zaznamenány v rámci stejné skupiny FAO rozdíly v atraktivitě pro divoká prasata. Pro příklad, ve skupině odrůd s FAO 250 se vyskytují odrůdy, které byly z 19 pozorování poškozeny pětikrát a na druhou stranu také materiál, který v 11 případech nepoškodila černá zvěř ani jednou.

Stejná pravidla co se týče ranosti odrůd a potravní preference černou zvěří platí také u ostatních obilnin, díky absenci osin u většiny odrůd nejčastěji u ozimé pšenice. Dnes se v sortimentu odrůd pšenice nacházejí materiály, které se svou raností vyrovnají pozdnějším odrůdám ozimých ječmenů a jejich obliba v zemědělské praxi stále stoupá díky včasné sklizni a s tím spojeným bezproblémovým založením porostu ozimé řepky a také faktu, že taková odrůda obvykle „uteče“ letním přísuškům. Rizikem je však větší atraktivita pro černou zvěř a proto není vhodné takové odrůdy situovat na pozemky poblíž lesů, popř. učinit adekvátní ochranná opatření (chemická odpuzovadla atd.) aby nedošlo ke škodám.



GRAF 1: Rozdělení škod černou zvěří v závislosti na ranosti odrůd.

Závěr a doporučení pro praxi

Poznatky o chutnosti a atraktivitě jednotlivých odrůd kukuřice mohou sloužit pro zemědělskou a mysliveckou praxi např. tím, že budou těmito odrůdami osévány méně pěstitelsky atraktivní pozemky poblíž lesních komplexů (odváděcí políčka) a v kombinaci s mysliveckými zařízeními pro lov zde bude v kritických fázích probíhat redukce početních stavů černé zvěře, zatímco ostatní plochy nebudou v takové míře ve středu zájmu divočáků a nebo budou sloužit naopak jako „klidová zóna“. Pokud jsou tyto odrůdy vysety na běžných plochách, je vhodné, zejména při okraji s lesem obsít pozemek nízkovzrůstnou plodinou, která bude sklizena ještě před kukuřicí (např. jarní ječmen) tak aby bylo možné migrující černou zvěř snáze lovit, popř. osít souvratě právě touto atraktivní odrůdou. Souvratě, zejména při okraji s lesem obvykle beztak neposkytují tak vysoký výnos, jako centrální části pozemku. Skutečností, která může tuto snahu do značné míry limitovat, je často nevhodně zvolená hranice honitby na rozhraní pole-les a ze zákona plynoucí omezení lovu černé zvěře v takovýchto případech.

Na závěr je třeba zmínit, že pokud jsou zdroje takové potravy pro černou zvěř omezené, dokáží divočáci „zdecimovat“ porost jakékoliv odrůdy kukuřice, který se nachází v oblasti kde se zdržují.

Literatura

Citovaná literatura je k dispozici u autorů.

Poděkování

Autoři tímto děkují vedení zemědělských podniků na jejichž území probíhaly poloprovozní odrůdové pokusy a dále také pracovníkům Odborů životního prostředí v Nymburce, Přešticích, Jihlavě, Havlíčkově Brodě, Českých Budějovicích a Vlašimi za poskytnuté údaje o stavech ulovené černé zvěře. Projekt byl realizován s využitím podpory grantu CIGA 20114307.



Obsev kukuřičného pole ječmenem jarním.



Škody od černé zvěře u velmi rané odrůdy pšenice ozimé, Loučeň 2009.



Totálně poškozená odrůda v Dolní Lukavici.

Kontakt

Ing. Kamil Štípek, Ph.D.^{1,2}, Ing. Miloš Ježek^{1,3}

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, fakulta lesnická a dřevařská ČZU v Praze, ² VP AGRO spol. s r.o., ³ VÚLHM Jíloviště-Strnady

IMOBILIZACE JELENÍ ZVĚŘE

Milan Suk

Vojenské lesy a statky ČR, s.p. divize Karlovy Vary

Imobilizace narkotizační střelou během let prochází svým vývojem.

Vlastní nastřelení na krátkou vzdálenost lze celkem úspěšně provést „foukačkou“, na větší vzdálenost jsou používány uspávací pušky. Jako energie k vystřelení je používán stlačený vzduch, případně plyn. Jejich konstrukce je podobná, provedení je ale různé u jednotlivých výrobců. Setkáváme se s podomácku vyrobenými i komerčně prodávanými imobilizačními puškami. Vývojem prochází i vlastní imobilizační střely. Jsou rozdílné nejen ráží a objemem ale i konstrukcí.

Reakce nastřeleného kusu vysoké zvěře není rovněž vždy stejná. Praktické zkušenosti budou demonstrovány na konkrétních případech, fotografiích a videích.



Kontakt

Ing. Milan Suk

Vojenské lesy a statky ČR, s.p. divize Karlovy Vary, e-mail: milan.suk@vls.cz

REPRODUKCE LIŠKY OBECNÉ (*VULPES VULPES*) V PODMÍNKÁCH ČESKÉ REPUBLIKY

Zdeněk Matějů

Katedra ochrany lesa a myslivosti, Fakulta lesnická a dřevařská, ČZU v Praze

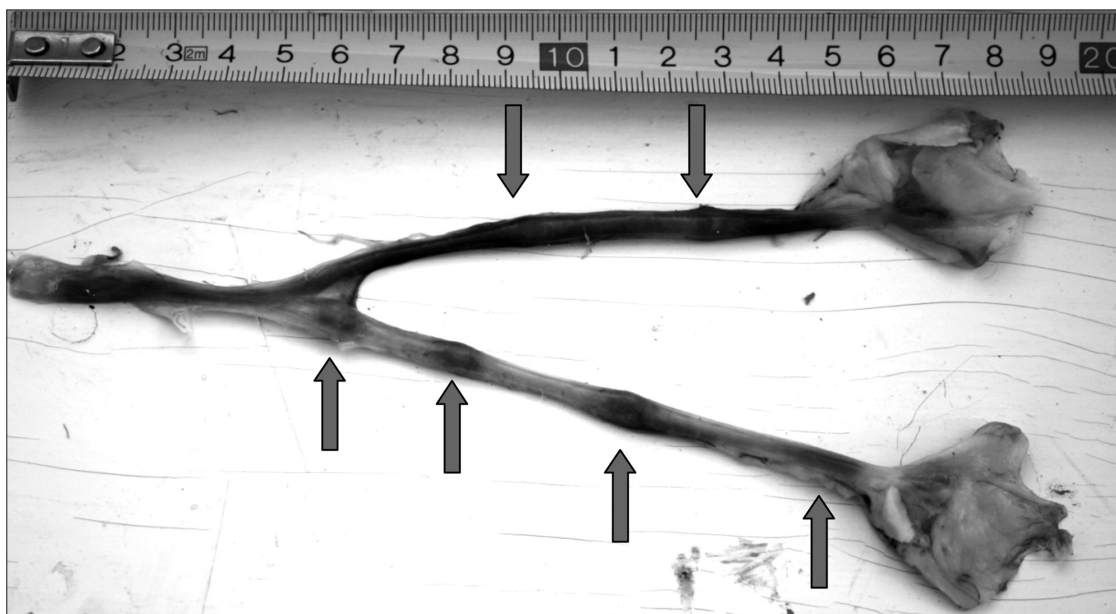
Úvod

Početní stavy lišky na našem území během posledních několika desítek let zaznamenaly dramatický nárůst. Většina výzkumu tohoto druhu se u nás až do počátku 21. století soustředila převážně na problematiku spojenou se vzteklinou – pro savce, včetně člověka, smrtelným virovým onemocněním, k němuž je liška velmi citlivá a jehož byla u nás největším přenašečem (MATOUCH 1987). Po vymýcení vztekliny v Českých zemích za pomoci orální vakcinace lišek, vyvstala potřeba, blíže pochopit populační dynamiku tohoto druhu v rámci managementu zvěře. Zejména pokud se jedná o reprodukci, přirozenou mortalitu, sociální chování a vliv na ostatní živočichy (drobnou zvěř). Tyto problematiky byly dlouhodobě opomíjeny a velká část úsilí se soustředila pouze na drastickou eradicaci lišek, často za pomoci metod velmi diskutabilních až nehumánních (např. plynování nor).

Materiál a metodika

Tato práce popisuje reprodukci lišky obecné v podmínkách České republiky za období 1984–2009. Materiál použitý v této studii pochází: z dat Národní referenční laboratoře pro vzteklinu při Státním veterinárním Ústavu Liberec – Vratislavice nad Nisou, z dat sebraných v rámci grantu GAČR č. 524/06/0687 Význam lišky obecné v různých typech ekosystémů střední Evropy a z vlastního měření autora. Reprodukční charakteristiky byly zkoumány pouze u dospělých jedinců. Za dospělé byli považováni samci starší 31. 12. prvního roku života a samice od prvního období rozmnožování prvního roku života. Celkem bylo vyšetřeno 1067 jedinců (888 ♂ a 179 ♀) lišky obecné z různých okresů ČR ze všech měsíců roku.

Data pro samce specifická čítala celkem čtyři charakteristiky varlat (průměry z hodnot levého a pravého varlete bez nadvarlete), a to: průměrná délka varlete, průměrná šířka varlete, průměrná hmotnost varlete a sexuální aktivita varlat, ta byla posuzována dle přítomnosti spermií (s / bez). U samic byly shromažďovány data: počet placentálních jizev (viz Obr. 1) nebo embryí v děloze. Dospělé samice, jejichž dělohy neobsahovaly placentální jizvy ani embrya, byly považovány za sterilní. Sledován byl i poměr pohlaví zárodků (pokud to bylo možné vzhledem k jejich věku).



OBR. 1: Pohled na vypreparovanou dělohu lišky obecné. Šípkami jsou vyznačeny placentální jizvy.

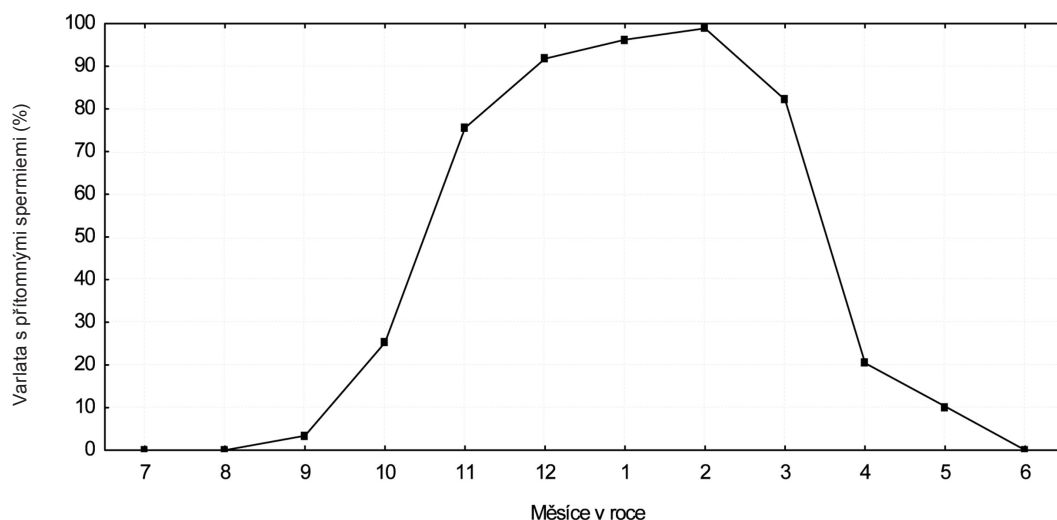
Výsledky a diskuze

Velikost varlat (průměrná délka, šířka a hmotnost) v průběhu roku značně kolísala. Všechny tři ukazatele dosahovaly svého maxima v lednu, a to: délka $27,77 \pm 1,93$ mm, šířka $20,49 \pm 2,21$ mm a hmotnost $6,45 \pm 1,68$ g. V průměrné měsíční velikosti varlat následovaly únorové hodnoty, které nebyly ani v jednom případě statisticky významně odlišné od lednových. Nejmenší velikost varlat byla zaznamenána v letních měsících: v červnu u délky ($18,19 \pm 1,60$ mm), v červenci u šířky ($11,96 \pm 0,83$ mm) a v červenci u hmotnosti ($1,65 \pm 0,37$ g). Dále bylo zjištěno, že velikost varlat je ve všech třech charakteristikách nezávislá na hmotnosti jedince. Nejvyšší počet samců se sexuálně aktivními varlaty byl zaznamenán v únoru, kdy byla v 98,89 % případů zjištěna přítomnost spermií ve varlatech, následoval leden s 96,25 %. Nejnižší respektive nulová sexuální aktivita varlat byla zjištěna v měsících červnu, červenci a srpnu. Z grafu (Graf 1) je názorný strmý nárůst podílu varlat vykazujících sexuální aktivitu mezi říjnem a listopadem a podobně příkrý pokles mezi březnem a dubnem.

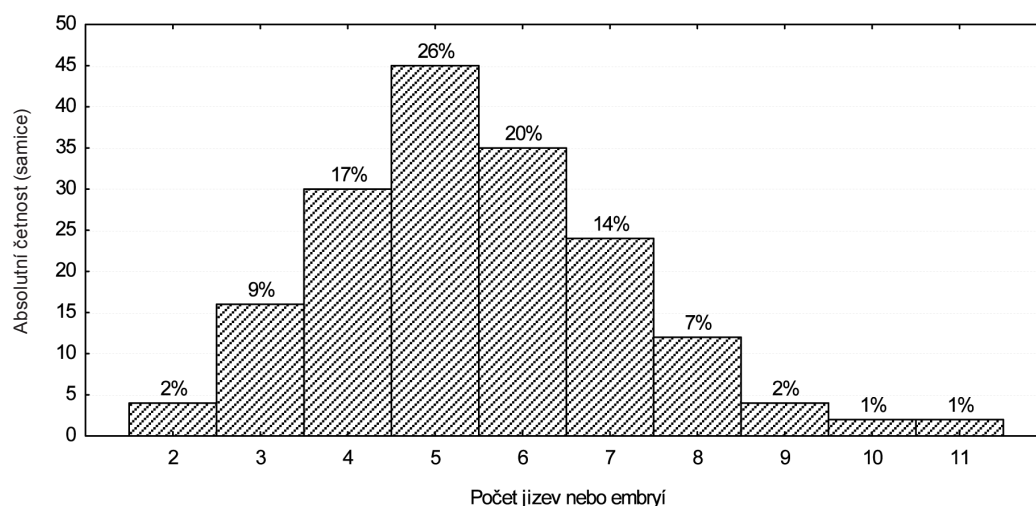
Vývoj podílu sexuálně aktivních varlat během roku vykazoval silnou závislost na vývoji velikosti varlat během roku ve všech třech ukazatelích. Tedy platí, že s růstem velikosti varlat během roku roste i podíl varlat vykazujících sexuální aktivitu a naopak, že se sezónním poklesem velikosti varlat klesá i podíl sexuálně aktivních varlat (samic). Uvedené výsledky se prakticky shodují s tím, co publikoval JOFFRE (1977) a to, že při maximální velikosti varlata dosahují plné spermatogeneze a že spermatogenezní aktivitu varlete lze odhadnout na základě jeho hmotnosti. Za období s největší reprodukční aktivitou lze tedy považovat měsíce leden a únor, kdy je zároveň velikost a sexuální aktivita varlat nejvyšší. Na základě výše zmíněných výsledků by bylo teoreticky možné za období říje lišky obecné v České republice považovat právě měsíce leden a únor, případně ještě období konce prosince a začátku března. Pro bližší určení doby říje jsou nezbytné podrobné informace o reprodukci samic (kdy dochází k oestru samic či porodům mláďat; určení stáří zárodků).

Průměrná velikost vrhu byla určena na základě počtu placentálních jizev nebo embryí nalezených v dělohách jednotlivých samic. Do analýzy byly zahrnuty pouze samice, u kterých byla nalezena alespoň jedna jizva nebo zárodek. Velikost vrhu u vyšetřených lišek činila $5,48 \pm 1,73$. Rozdělení četností zaznamenaných velikostí vrhu u jednotlivých samic je patrné z grafu (Graf 2). Zjištěná průměrná velikost vrhu fertálních lišek se pohybuje na horním rozpětí průměrných velikostí vrhu uváděných z různých částí areálu výskytu lišky obecné (Tab. 1). Je o něco vyšší i než udává URBÁNEK (1985 in MATOUCHA 1987) přímo pro Českou republiku (5,44) nebo WANDELER et al. (1974 in MCILROY et al. 2001) pro střední Evropu (5,1–5,2).

Jako jedno z vysvětlení zjištěné poměrně vysoké průměrné velikosti vrhu se nabízí kompenzační úroveň reprodukce z důvodu vysoké úmrtnosti dospělých zvířat, jak např. udávají ALLEN (1984 in MCILROY et al. 2001) a TRAUTMAN & FREDERICKSON (1969 in MCILROY et al. 2001). Vysoká mortalita v populaci lišky obecné v ČR je zřejmá z věkové struktury, jak ji zjistili ROULICHOVÁ & ANDĚRA (2007), přibližně polovinu populace v jejich výsledcích tvořili jedinci do jednoho roku. Toto vysvětlení můžeme podpořit tvrzeními AŠMERY (1982), který uvádí, je-li poměr úmrtnosti starých lišek vysoký, stoupá pravděpodobnost přežití mladých lišek, a MATOUCHA (1987), který tvrdí, že každá redukce populace lišky obecné má tendenci být kompenzována.



GRAF 1: Vývoj sexuální aktivity varlat během roku.



GRAF 2: Rozdělení četností velikostí vrhu.

Nebyl zjištěn žádný vztah mezi velikostí vrhu a hmotností samice. Sterilita samic v populaci byla určena jako poměr počtu sterilních samic ke všem samicím. Ze 179 dospělých samic bylo 5 označených za sterilní (2,79 %). Po přepočtení průměrné velikosti vrhu na všechny dospělé samice včetně sterilních, dostaneme celkovou fertilitu $5,32 \pm 1,93$. Nebyl prokázán hmotnostní rozdíl mezi sterilními a fertilními samicemi. Pozorovaný poměr pohlaví zárodků se nelišil od poměru 1:1.

TAB. 1: Srovnání parametrů reprodukce lišky obecné ve světě.

Oblast	Velikost vrhu	Metoda zjištění	Sterilita (%)	Poznámka	Zdroj
Česká republika	$5,48 \pm 1,73$	Embrya a jizvy	2,8	Celková fertilita $5,32 \pm 1,93$	MATEJŮ 2009
Střední Itálie	$5,03 \pm 1,27$	Corpora lutea			CAVALLINI & SANTINI 1996
	$3,95 \pm 1,25$	Jizvy			
	$3,88 \pm 1,55$	Embrya	20,0	Celková fertilita $3,16 \pm 2,0$	
Jižní Španělsko	$3,3 \pm 0,66$	Embrya a jizvy	13,2		ZAPATA et al. 1998
	$3,1 \pm 0,37$	Mláďata		Mladší 45 dnů	
Round Island, Aljaška	$4,3 \pm 0,29$	Mláďata		V polygynních skupinách	ZABEL & TAGGART 1989
	$4,0 \pm 1,0$			V monogamních skupinách	
	$4,25 \pm 0,27$		53,0	Dostatek potravy	
	$3,5 \pm 0,71$		84,0	Nedostatek potravy	
Austrálie	$4,62 \pm 1,5$	Corpora lutea			MCLROY et al. 2001
	$3,58 \pm 2,18$	Oplovněná vajíčka			
	$0,47 \pm 0,92$	Vstřebaných plodů			
	$3,74 \pm 1,92$	Živá embrya	15,0		
Německo	4,8	Jizvy	15,3		VOS 1995 in CAVALLINI & SANTINI 1996
Ontario, Kanada	8,0	Jizvy			VOIGT 1987 in LARIVIÈRE & PASITSCHNIK-ARTS 1996
Farmový chov	4,4	Mláďata	25,0	Celková fertilita 3,3	EINARSSON 1986 in FORSBERG 1990

Závěr

Na základě kolísání velikosti a sexuální aktivity varlat samců byla určena doba říje lišky obecné v České republice mezi koncem prosince a začátkem března. Byla potvrzena již dříve publikovaná hypotéza, že velikost varlat a jejich sexuální aktivita jsou na sobě silně závislé, křivky průběhu jejich hodnot během roku mají podobný tvar. Naopak nebyl prokázán vztah mezi velikostí samce a velikostí varlat, a tím i jeho sexuální aktivitou. Průměrná velikost vrhu (5,5) je ve srovnání s hodnotami jinde ze světa poměrně velká. Zřejmě je podmíněna kombinací vysoké mortality dospělých lišek a relativně nízké populační hustoty. O vysokém reprodukčním úspěchu vypovídá i nízká sterilita dospělých lišek v populaci (3 %). Nebyl prokázán vztah mezi velikostí reprodukčního úspěchu samic a jejich hmotností. Stejnou šanci se reprodukovat mají zřejmě i slabší samice. Z uvedené intenzity reprodukce se lze domnívat, že hustota populace lišky obecné v České republice nedosáhla svého maxima a má tendenci narůstat.

Tento příspěvek vychází z diplomové práce Reprodukce lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v podmínkách České republiky, obhájené v roce 2009 na Fakultě lesnické a dřevařské, České zemědělské univerzity v Praze.

Souhrn

Tato práce hodnotí reprodukci lišky obecné v podmínkách České republiky. Celkem bylo vyšetřeno 1067 jedinců (888 ♂ a 179 ♀) lišky obecné z různých okresů ČR ze všech měsíců roku za období 1984–2009. Sledované údaje u samců zahrnovaly průměrnou délku, šířku, hmotnost a sexuální aktivitu varlat. U samic byl sledován počet placentálních jizev nebo počet embryí v dělohách. Sledován byl, pokud to bylo možné, i poměr pohlaví zárodků. Bylo statisticky prokázáno významné kolísání průměrné délky, šířky a hmotnosti varlete během roku nezávisle na hmotnosti jedince. Všechny tři ukazatele dosahovaly svého maxima v lednu ($27,77 \pm 1,93$ mm; $20,49 \pm 2,21$ mm; $6,45 \pm 1,68$ g). Sexuální aktivita varlat vykazovala silnou závislost na velikosti varlat během roku, maxima dosáhla v únoru (v 98,89 % případů zjištěna přítomnost spermií). V průměru bylo u fertilních samic nalezeno $5,48 \pm 1,73$ jizev nebo embryí. Nebyl zjištěn žádný vztah mezi velikostí vrhu a hmotností samice. Zjištěná sterilita činila 2,8 % a celková fertilita $5,32 \pm 1,93$ mláďat na dospělou samici. Nebyl prokázán hmotnostní rozdíl mezi sterilními a fertilními samicemi. Pozorovaný poměr pohlaví se statisticky nelišil od poměru 1:1. Říje byla dle sexuální aktivity samců stanovena na období od konce prosince do začátku března. Dostatečná potravní nabídka, relativně nízká populační hustota či vysoká mortalita dospělých lišek byla zřejmě příčinou vysokých reprodukčních ukazatelů u samic. Na základě zjištění této práce bylo možné odvodit závěr, že hustota populace nedosáhla svého maxima a má tendenci narůstat.

Klíčová slova: liška obecná, *Vulpes vulpes*, reprodukce, populační dynamika.

Abstract

This thesis evaluates reproduction of the red fox in the Czech Republic. 1067 individuals (888 ♂ a 179 ♀) of the red fox from several districts of the Czech Republic were examined during the years 1984–2009. Observed data concerning males involved average length, width, mass and sexual activity of the testicles. The number of placental scars or the number of embryos was observed in the female reproductive tracts. Observed was also the sex ratio of the fetuses, if it was possible. Significant variation in the average testicle length, width and mass during the year was statistically proved. All three indicators were independent on the body mass of the individuals and reached their maximum in January ($27,77 \pm 1,93$ mm; $20,49 \pm 2,21$ mm; $6,45 \pm 1,68$ g). Sexual activity of testicles showed strong dependency on the testicle size during the year, it reached its maximum in February (the sperm was detected in testicles in 98,89 % cases). $5,48 \pm 1,73$ placental scars or embryos were found in average in uterus of fertile female. No dependence between litter size and female mass was detected. Discovered sterility did 2,8 % and total reproduction $5,32 \pm 1,93$ cubs per adult female. Difference in body mass between sterile and fertile females was not statistically proved. Observed sex ratio of embryos was not statistically different from parity (1:1). The breeding season was determined to take place between the end of December and beginning of March, according to sexual activity of males. Favourable food sources, relatively low population density or high mortality of adult foxes were probably the factors that determined the high reproduction. Conclusion, that the density of the red fox population have not reached its maximum in the Czech Republic and have trend to increase, can be deduced on the basis of this thesis.

Key Words: Red Fox, *Vulpes vulpes*, reproduction, population dynamics

Literatura

- AŠMERA J., 1982: Liška a vzteklina. Myslivost: časopis Českého mysliveckého svazu, ročník 1982: 54–55
- CAVALLINI P., SANTINI S., 1996: Reproduction of the red fox *Vulpes vulpes* in Central Italy. Ann. Zool. Fennici 33: 267–274
- FORSBERG M., 1990: The male silver fox: Effects on reproduction of sperm numbers, photoperiod and melatonin. Report. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 56 str.
- JOFFRE M., 1977: Relationship between testicular blood flow, testosterone secretion and spermatogenic activity in young and adult wild red foxes (*Vulpes vulpes*). J. Reprod. Fert. 51: 35–40
- LARIVIÈRE S., PASITSCHNIK-ARTS M., 1996: *Vulpes vulpes*. Mammalian Species 537: 1–11
- MATĚJŮ Z., 2009: Reprodukce lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v podmínkách České republiky. Diplomová práce. Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- MATOUCH O., 1987: Vzteklina lišek a její tlumení. Myslivost: časopis Českého mysliveckého svazu 65: 269
- MCLROY J., SAUNDERS G., HINDS L. A., 2001: The reproductive performance of female red foxes, *Vulpes vulpes*, in central-western New South Wales during and after a drought. Can. J. Zool. 79: 545–553
- ROULICHOVÁ J., ANDĚRA M., 2007: Age determination in the Red Fox (*Vulpes vulpes*): a comparative study. Lynx n. s. 38: 55–71
- ZABEL C. J., TAGGART S. J., 1989: Shift in red fox, *Vulpes vulpes*, mating system associated with El Niño in the Bering Sea. Anim. Behav. 38: 830–838
- ZAPATA S. C., TRAVAINI A., DELIBES M., 1998: Reproduction of the red fox, *Vulpes vulpes*, in Doñana, Southern Spain. Mammalia 62: 139–142

Kontakt

Zdeněk Matějů, Katedra ochrany lesa a myslivosti, Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, mateju@fd.czu.cz

ZJIŠŤOVÁNÍ HUSTOTY POPULACE JELENA SIKY (*Cervus nippon nippon*) A JELENA EVROPSKÉHO (*Cervus elaphus*) V OBLASTI DOUPOVSKÝCH HOR (VOJENSKÝ ÚJEZD HRADIŠTĚ)

Romana Rajnyšová, Vladimír Bejček

Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze

Abstrakt

V Doupovských horách byla sledována populace jelena siky a jelena evropského. Ke zjištění skutečných stavů této zvěře byla použita metoda sčítání hromádek trusu, která patří ke spolehlivým metodám určování hustoty populace. Pomocí této metody byla zároveň stanovena preference biotopů. U jelena siky byla zjištěna průměrná roční hustota populace 1, 53 kusů na 100 hektarů. U jelena evropského průměrná roční hustota populace dosahovala hodnoty 1, 41 kusů na 100 hektarů, tedy méně než tomu je u jelena siky. Jelen evropský nejvíce preferoval biotop jehličnatého lesa, který byl vyšší než 10 metrů. V tomto biotopu dosahovala průměrná roční hustota hodnoty 3, 99 kusů na 100 hektarů, což odpovídá 40 %. Jelen sika využíval nejvíce biotop křovin, který je pro Doupovské hory typický. V tomto prostředí byla průměrná roční hustota populace 7, 61 kusů na 100 hektarů.

Klíčová slova: Jelen sika, jelen evropský, metoda sčítání hromádek trusu, hustota populace

Úvod

Historie chovu jelena siky japonského se začala psát na přelomu 19. a 20. století, v době, kdy se zavádění cizokrajných druhů zvěře do našich honiteb stalo módní záležitostí. Nikdo tehdy netušil, jak velkým problémem se může přítomnost tohoto nepůvodního druhu stát, pokud se dostane do volné přírody. Stalo se tak ve třicátých letech 20. století, kdy byla zrušena obora v Lipí a tamní populace se dostala do volnosti. Stejně tomu bylo i v oboře Čemíny, odkud se zvěř v počtu asi 80 kusů dostala do volnosti v roce 1948 (Křivánek 2010).

V roce 1975 byla zřízena chovatelská oblast jelena siky o výměře 30 270 ha, která se rozkládala v bývalém okrese Plzeň-sever. Normovaný stav jelena siky tehdy činil 400 ks. Cílem vytvoření oblasti bylo dosažení normovaných stavů při současném udržení vysoké chovatelské hodnoty populace (kvality trofejí) a zabránění rozšiřování zvěře mimo hranice této oblasti. Od tohoto data byly ovšem stavy siky postupně navyšovány, zamezit výskytu zvěře mimo oblast se také nedařilo. Později byla oblast chovu zrušena a v době vytvoření nových honiteb v roce 1993 již nebyly normované stavy jelena siky stanoveny.

V důsledku intenzivního lovu v bývalém centru výskytu jelena siky, zhruba od roku 1986 a v období po roce 1993, docházelo k postupnému nárůstu sčítaných jarních kmenových stavů v honitbách, které do původní chovatelské oblasti vůbec nepatřily. V současné době se jelen sika vyskytuje na velmi rozsáhlém území plzeňského regionu a části karlovarského regionu (Dvořák, Čermák 2008).

Holarktický areál jelena evropského se rozprostírá v severní Africe, Evropě, v horských oblastech centrální Asie, přes jižní Sibiř až po Dálný východ, dále pak i v Severní Americe. Introdukován byl do Irska, Chile, Argentiny, Austrálie a na Nový Zéland (Koubek, Zima 1999). Souvislý výskyt jelena evropského u nás je soustředěn především do rozsáhlých zalesněných pohraničních oblastí od jižního okraje Českomoravské vrchoviny přes Pošumaví, Český les, Slavkovský les, Doupovské hory, Krušné hory, Děčínskou vrchovinu a sudetská pohoří až po Nízký Jeseník a Oderské vrchy. V některých oblastech zasahuje jelen v souvislosti se zalesněním z pohraničí i do vnitrozemí (Ralská pahorkatina, Jizerská tabule apod.). Na Moravě se jelen vyskytuje na území Západních Karpat a lesnatých oblastí jihomoravských nížin. Ve vnitrozemí je silná a stálá populace v oblasti Brdské vrchoviny a blízkého okolí, ve Žďárských vrších a v Dražanské vrchovině (Vach, 1999).

V odborných kruzích se často hovoří o nevyváženém stavu lesních ekosystémů a spárkaté zvěře. Lesníci ne nadarmo věnují samostatné kapitoly ochranným opatřením před škodami zvěří a zároveň diskutují o skutečné velikosti populace spárkaté zvěře, která ovlivňuje konkrétní lesní ekosystémy (Slodičák et al., 2008).

Vliv jelení zvěře na lesní ekosystémy znamená pro vlastníky lesů zvýšené vynakládání finančních prostředků na ochranu lesa proti škodám zvěří. Kromě statních specifických problémů s obnovou lesních porostů tak díky zvýšeným stavům jelení zvěře s nízkou efektivitou výsledků lesnického hospodaření (Sloup, 2008).

Při vytváření managementových opatření pro jelena evropského i pro jelena siku je základním bodem zjištění skutečných stavů zvěře. O stavech jelení zvěře se vedou několikaleté polemiky především mezi lesníky a myslivci. Osvědčenou metodou v této problematice je metoda sčítání hromádek trusu. Metoda sčítání trusu na vzorkových plochách je velmi oblíbená v zahraničí a je ceněna zejména pro svou velkou přizpůsobivost cíli studie. V našich podmínkách ji vyzkoušeli a popsali například Matouš a Homolka (1997). Ve světě ji obsáhle popsal a shrnul Neff (1968). Metoda již byla s úspěchem použita i v mysliveckém managementu na severovýchodě Anglie. Respektive na území národního parku Northumberland, v oblasti Kielderského lesa (Mc Intosh et al. 1995). S úspěchem ji použili Rowland et al. (1984) pro zjištění populačního trendu jelence běloocasého (*Odocoileus virginianus*) a jelena wapiti (*Cervus canadensis*), či Welch et al. (1990), který tuto metodu použil pro výzkum biotopových preferencí u srnce obecného (*Capreolus capreolus*) a jelena evropského (*Cervus elaphus*) na území Anglie. V ČR metodu použil Matouš (1996) pro zjištění výše stavů a stanovení preferencí biotopů u jelena evropského (*Cervus elaphus*) v Jeseníkách.

Metody a materiál

Ve vojenském újezdu Hradiště s rozlohou 33 000 ha bylo provedeno rozmístění celkem 100 transektů o velikosti 2 x 100 m. Transekty byly rozmístěny v jednotlivých typech prostředí v počtu odpovídajícím zastoupení daného biotopu. Před samotným sčítáním je nutné vyznačené transekty nejprve vyčistit a po uplynutí stanovené doby, která je závislá na stupni rozkladu trusu, je možné začít sčítat peletky trusu.

Pro rozmístění transektů byly určeny následující typy prostředí:

- jehličnatý les < 10 m
- jehličnatý les > 10 m
- listnatý les > 10 m
- smíšené porosty
- otevřené plochy (bezlesí)
- zapojené křoviny

Dle zastoupení jednotlivých typů prostředí ve sledované oblasti byly určeny počty transektů.

TAB. 1: Zastoupení jednotlivých biotopových kategorií (Rajnyšová 2011).

Category	Numer of transects	
	Krušné hory Mts.	Doupovské hory Mts.
Coniferous forest < 10 m	8	2
Coniferous forest > 10 m	7	5
Coniferous forest (<i>Picea pungens</i>) > 2 m	15	0
Foliate forest > 10 m	32	17
Mixed forest	23	23
Open area (non-forest)	15	23
Involved bushes	0	30

Na těchto vyznačených plochách probíhalo pravidelné zjišťování hustoty populace pomocí metody sčítání hromádek trusu. Kontrola transektů probíhala v intervalech cca 4 týdny, od května do listopadu. Sčítání hromádek trusu proběhlo na vyznačených transektech celkem 7 krát.

Ze zjištěných hustot trusu, ze známého počtu denních defekací a ze známé délky akumulace byla vypočtena populační hustota kopytníků na jednotlivých zkusných plochách a následně celém území.

D = (N/T/F/P).100

Kde D je počet jedinců na 100 ha; N množství hromádek trusu; F počet hromádek trusu, které vyprodukuje 1 jedinec za 1 den, je variabilní (Neff 1968), T doba expozice ve dnech; P plocha v ha. Průměrné denní defekace byly určeny u jelena lesního 19, jelena siky 23 (Heinze 2011).

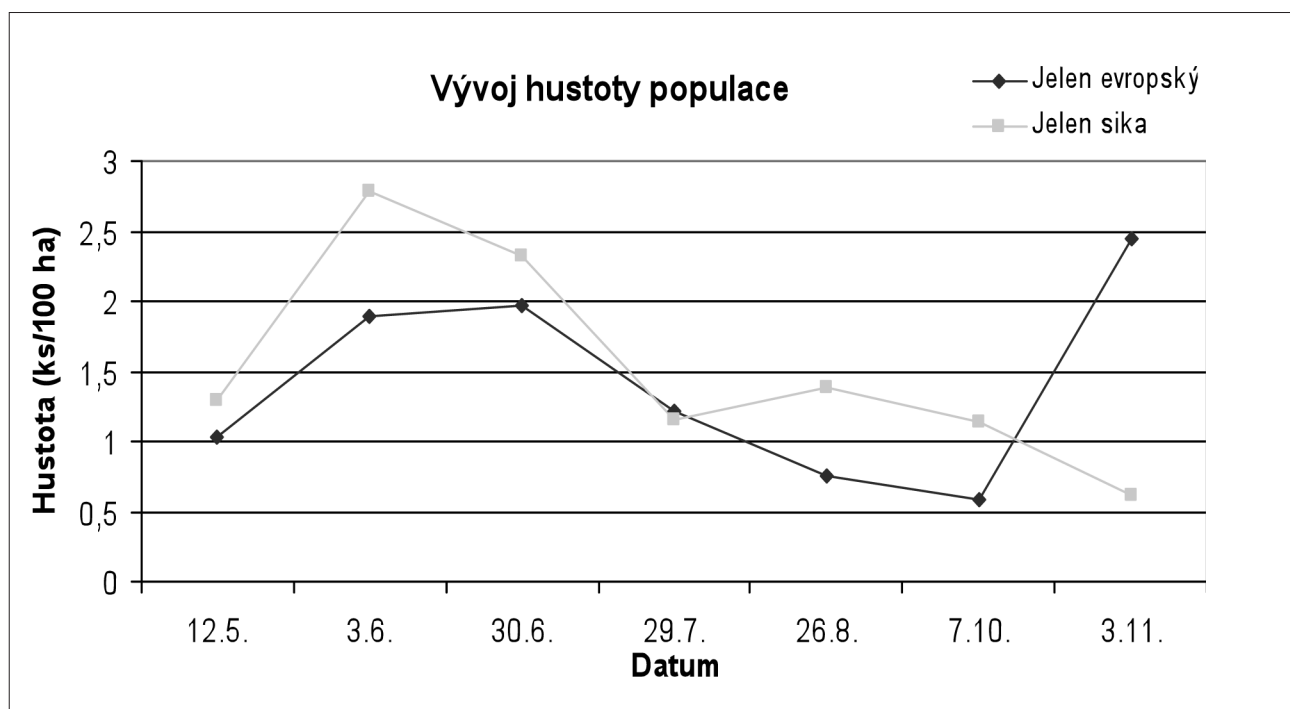
Výsledky a diskuze

V oblasti Doupovských hor proběhlo na vytyčených transeptech celkem 7 sčítání hromádek trusu a to od 12. 5. do 3. 11. 2011. U jelena siky byla zjištěna průměrná roční hustota populace 1, 53 kusů na 100 hektarů. U jelena evropského průměrná roční hustota populace dosahovala hodnoty 1, 41 kusů na 100 hektarů, tedy méně než tomu je u jelena siky.

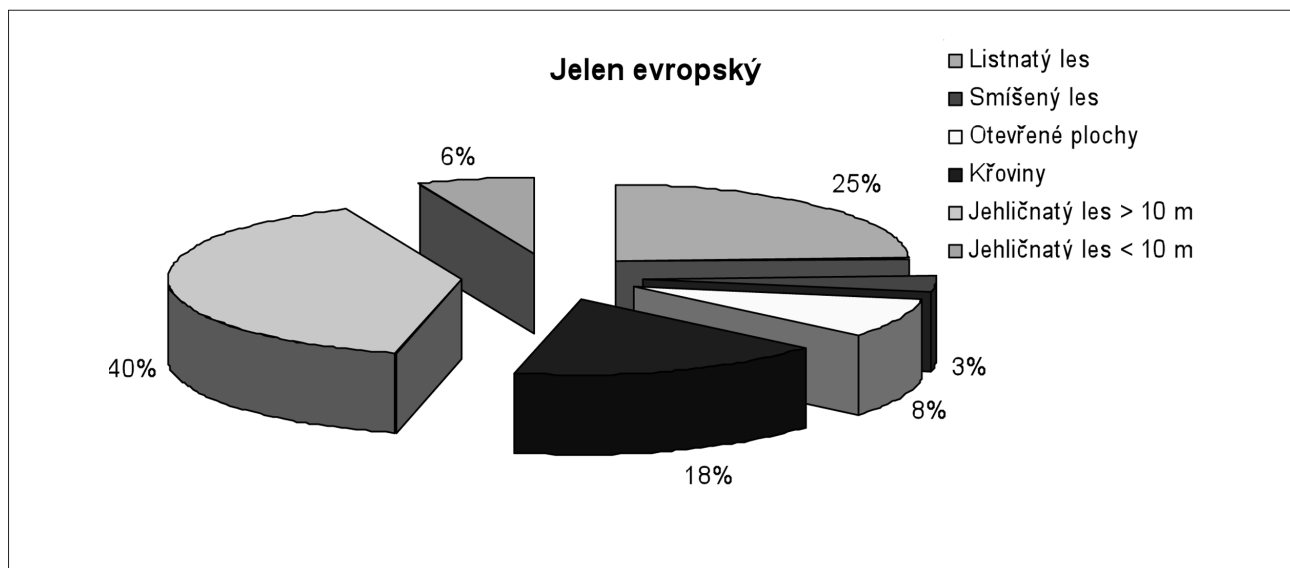
Ekologický význam území Doupovských hor jako potencionálního útočiště lesní fauny roste s pokračující devastací území Sokolovské a Mostecké uhelné pánve. (Hereit, 2000).

Nejvyšších hodnot dosahovala hustota populace jelena siky v termínu 3. 6. a to 2, 79 kusu na 100 hektarů. Nejnižší hodnoty bylo u jelena siky dosaženo 3. 11., kdy bylo zjištěna a přepočtena hustota 0, 62 kusů na 100 hektarů. Na konci osmdesátých let, v letech devadesátých a na začátku 21. století se v plzeňském a karlovarském regionu výrazně zvýšily početní stavy jelena siky. Jedná se jak o honitby, ve kterých je v současnosti jelen sika normován, tak o honitby, kde má tento druh zvěře normované stavy stanoveny. Z lesnického hlediska jsou hlavním problémem extrémní škody působené na lesních porostech (Dvořák, Čermák, 2008). U jelena evropského je vidět podobný trend vývoje hustoty populace především v první polovině sledovaného období, ve druhé polovině spolu hodnoty již nekorelují. U jelena evropského byla nejvyšší naměřená hodnota naopak právě 3. 11. a to 2, 44 kusů na sto hektarů. Nejnížší naměřená hodnota byla v termínu 7. 10., kdy zjištěná hustota populace odpovídala hodnotě 0, 59 ks/100 ha (Graf 1). Chovatelské problémy, vznikající směrem k chovu jelena evropského byly pomíjeny a omezovaly se na skutečnost, že sika je vůči jelenu evropskému i ostatním druhům zvěře nesnášenlivý. Jen pár „osvícených“ lidí zabývajících se koncem 70. let hybridizací, pochopilo, že nebezpečí, které sika vytváří v chovu jelení zvěře, je daleko větší, než se na první pohled zdá. Tímto nebezpečím je vzájemná hybridizace obou jelenů. Tento jev byl jednoznačně historicky prokázán a existuje o něm dostatečná řada záznamů. Ještě v 70. letech minulého století věřil v hybridizaci málokdo z naší myslivecké i odborné veřejnosti. V současnosti již došlo k částečnému posunu v chápání tohoto problému i přístupu k jeho řešení, které lze chápat ve dvou směrech. První názor, striktně ochránářský, chápe siku v naší fauně jako nepůvodní element a v posledních dvou desetiletích prosazuje jeho odstranění z volné přírody. Druhý pohled je smířlivější a vychází z evolučního hlediska, kdy s příchodem jiného druhu a jeho asimilací vznikají nové vývojové formy, přičemž původní druh je potlačen nebo dokonce vymizí (Křivánek 2010).

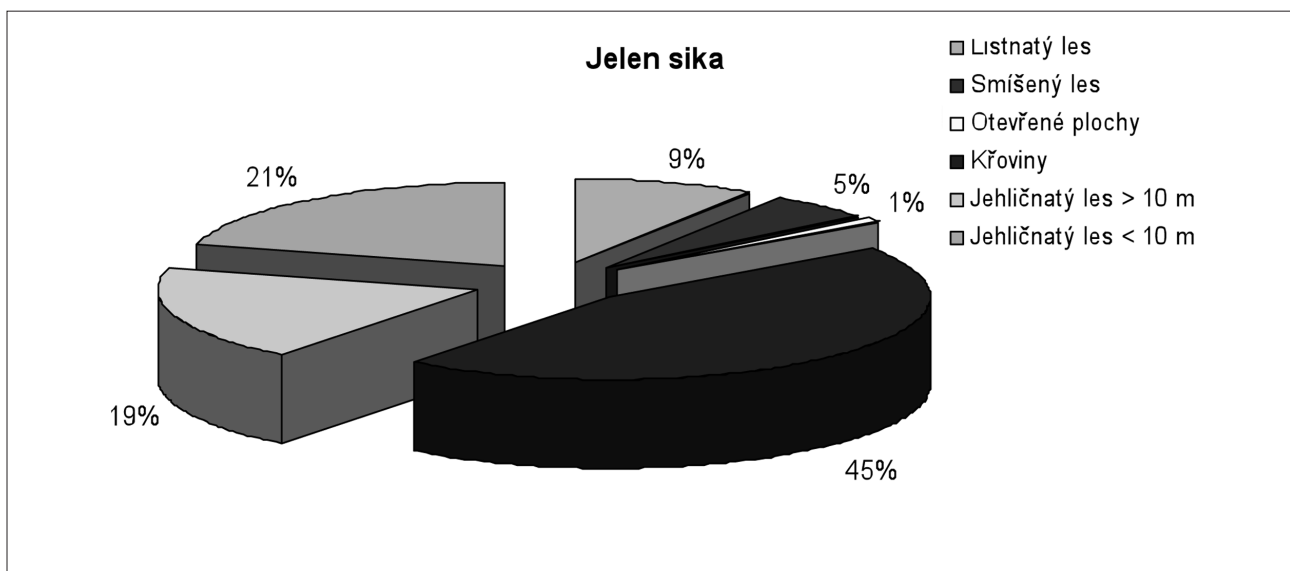
Jelen evropský nejvíce preferoval biotop jehličnatého lesa, který byl vyšší než 10 metrů. V tomto biotopu dosahovala průměrná roční hustota hodnoty 3, 99 kusů na 100 hektarů, což odpovídá 40 %. Druhým nejvíce využívaným biotopem byly listnaté lesy, kde bylo v průměru zjištěno 2, 44 kusů na 100 hektarů (25 %). Jelen evropský ve větší míře využíval také křoviny (18 %). Nejméně využívaným biotopem byl pro jelena evropského smíšený les,



GRAF 1: Vývoj hustoty populace jelena evropského a jelena siky během roku 2011.



GRAF 2: Preference biotopů jelena evropského.



GRAF 3: Preference biotopu jelena siky.

kde bylo naměřeno v ročním průměru pouze 0,32 kusů na 100 hektarů, což odpovídá pouhým 3 % (Graf 2). Současný systém mysliveckého hospodaření a provádění redukce jelení zvěře v rámci jednotlivých honiteb však neumožňuje v důsledku sezónní migrace jelení zvěře její optimální chov, a tak dochází k nežádoucímu snižování chovné kvality zvěře. Cílevědomé myslivecké hospodaření směřované k zachování této zvěře v únosných početních stavech za současného udržení její kvality je možné pouze v rámci velkých územních celků, jakými mohou být právě oblasti chovu (Badalík et al., 2009).

Jelen sika využíval nejvíce biotop křovin, který je pro Doupovské hory typický. V tomto prostředí byla průměrná roční hustota populace 7,61 kusů na 100 hektarů. Přes výskyt některých vzácných druhů jsou v Doupovských horách patrně nejcennější dvě ucelené formace flóry, a to původní bučiny (na Pustém zámku, Číhaně aj.), často ještě původního pralesovitého charakteru, a útvary křovinných lesostepí, pravděpodobně nejrozsáhlejší v ČR (Komár 1993). Druhým nejvíce využívaným biotopem byly, stejně jako u jelena evropského, jehličnaté lesy větší než 10 metrů, zde byla naměřena průměrná roční hustota 3,49 kusů na 100 hektarů. Dalším dosti využívaným biotopem byly jehličnaté lesy menší než 10 metrů. Nejméně jelen sika využíval otevřené plochy, zde bylo naměřeno a následně přepočteno pouze 0,13 kusů na 100 hektarů, což odpovídá pouze jednomu procentu ze všech využívaných typů prostředí (Graf 3).

Závěr

V oblasti Doupovských hor proběhlo celkem 7 sčítání hromádek trusu a to od 12. 5. do 3. 11. 2011. U jelena siky byla zjištěna průměrná roční hustota populace 1, 53 kusů na 100 hektarů. U jelena evropského průměrná roční hustota populace dosahovala hodnoty 1, 41 kusů na 100 hektarů. Jelen evropský nejvíce preferoval biotop jehličnatého lesa, který byl vyšší než 10 metrů. V tomto biotopu dosahovala průměrná roční hustota hodnoty 3, 99 kusů na 100 hektarů, což odpovídá 40 %. Jelen sika využíval nejvíce biotop křovin, který je pro Doupovské hory typický. V tomto prostředí byla průměrná roční hustota populace 7, 61 kusů na 100 hektarů.

Problémem při zjišťování hustoty populace metodou sčítání hromádek trusu může být i samotná metodika. Literatura sice uvádí spolehlivost metody až 80 %, při samotném sčítání nastává však hned několik problémů. Největším problémem je zajisté přízemní vegetace, která dosti znesnadňuje práci, na podzim to může být naopak spadané listí.

Literatura

- BADALÍK V. et al. (2009): Statut oblasti chovu jelení zvěře Krušné hory – východ, Ústí nad Labem, Příloha rozhodnutí Krajského úřadu Ústeckého kraje, č.j. 1024/ZPZ/2009
- DVOŘÁK J., ČERMÁK P. (2008): Jelen sika – škody ve vybraných honitbách Plzeňska. Lesnická práce 87 (2).
- HEINZE E. (2011): Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. Forest Ecology and Management, 261: 288–296
- HEREIT, P. (2000): Sborník Západočeského muzea v Plzni, Historie XV, Západočeské muzeum v Plzni. Příspěvek: Dějiny nejstaršího osídlení Doupovska.
- KOUBEK P., ZIMA J. (1999): *Cervus elaphus*. In: Mitchell – Jones A. J., Amori G., Borgdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberge F., Stubbe B., Thissen J. B. M., Vohralík V., Zima J. (eds), The Atlas of European Mammals. London, Academia Press.
- KOMÁR A. (1993): Vojenský újezd Hradiště in Sborník České geografické společnosti, č.2 svazek 98, Praha, 75–86 p.
- KŘIVÁNEK J., (2010): Zvoní jelení zvěř v západních Čechách umíráček? Myslivost 8/2010.
- MATOUŠ J. (1996): Příspěvek k poznání změn v sezónní distribuci jelena evropského (*Cervus elaphus*) v oblasti Hrubého Jeseníku. Diplomová práce. Brno.
- MATOUŠ J., HOMOLKA M. (1997): Metodika zjišťování relativní početnosti jelena evropského (*Cervus elaphus*) v horském prostředí. Folia venatoria 26–27.
- MC INTOSH R., BURLTON F. W. E. et MC REDDIE G. (1995): Monitoring the density of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population subjected to heavy hunting pressure. Forest Ecology and Management 79.
- NEFF J. D. (1968): The Pellet – Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. The Journal of Wildlife Management 32.
- ROWLAND M. M., WHITE C. G., KARLEN E. M. (1984): Use of pellet – group plots to measure trends in deer and elk populations. Wildl. Soc. Bull., 12 (2).
- WELCH D., STAINES B. W., CATT D. C. et SCOTT D. (1990): Habitat usage by red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in a Scottish sitka spruce plantation. Journal of Zoology 221.
- RAJNYŠOVÁ R., TOMÁŠEK V., KOŠNÁŘ A., MACHÁČEK Z. (2011): Comparison of population ungulates in areas with different type of environment – preliminary report. In Marušák R., Dvořák J., Natov P., Coyous 2011: konference mladých vědeckých pracovníků, Praha, 30–40.
- SLODIČÁK M., et al. (2008): Lesnické hospodaření v Krušných horách. Hradec Králové, Grantová služba LČR.
- SLOUP M. (2008): Krušné hory a jelení zvěř. Svět myslivosti, ročník 9, č. 8, 4–7.
- VACH M. et al. (1999): Myslivost. Uhlířské Janovice, Silvestris.

Kontakt

Romana Rajnyšová, Vladimír Bejček

Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze

JELENI V DOUPOVSKÝCH HORÁCH Z POHLEDU BOTANIKŮ

Eva Horčíčková, Jaroslav Vojta

Vojenský újezd Hradiště v Doupovských horách skýtá v porovnání s většinou území České republiky optimální podmínky pro studování ekologických procesů. S výjimkou vlastních cvičišť a hospodářsky využívaných lesů se zde nachází oblasti podléhající od založení vojenského újezdu v roce 1953 spontánní sukcesi. Náš mnohaletý výzkum se soustředí na oblast zaniklých obcí Tocov, Petrov a Lipoltov. Toto území bylo před vysídlením hospodářskou kulturní krajinou tvořenou z 63 % poli, z 10 % pastvinami a pouhých 4 % pokrýval les. Nikdy tu neproběhla kolektivizace, a tak zemědělskou krajinu zpestřovaly četné remízky, které spolu s dřevinami lidských sídel později tvořily zdroje diaspor pro vznik sekundárních lesů. Letecké fotografie ukazují, že za padesát let poklesl podíl bezlesí z téměř osmdesáti procent na necelých deset, která však dnes zahrnují vegetačně zajímavé lokality.

Pro komplexní pohled na sukcesi v krajině je nutné zohlednit mimo jiné interakci rostlin a zvířete, která se zde hojně vyskytuje. Doposud bezlesé enklávy obklopené hlohovými křovinami hostí především na jižních svazích druhově bohatou vegetaci teplomilných trávníků tříd *Festuco-Brometea* a *Koelerio-Corynephoretea* (*Sedo-Scleranthetea*). Pomalé zarůstání těchto lokalit lze částečně připsat na vrub abiotickým podmínkám, nicméně zajímavou otázkou je pro nás vliv volně žijících velkých kopytníků. Kupříkladu půdní disturbance způsobené prasetem divokým zde prokazatelně zvyšují prostorovou heterogenitu a druhovou diverzitu v různých měřítcích. Podle některých teorií měli herbivoři ve střední Evropě značný podíl na udržování parkovité krajiny na úkor klimaxového lesa. Proto je dalším předmětem našeho zájmu role herbivorů v průběhu sukcese. Pro kvantifikaci jejich přítomnosti a chování, ze kterého je pro nás nejpodstatnější pastva a okus, se nám osvědčilo použití videosekvencí z fotopastí spouštěných pohybem. Tato metoda umožňuje dlouhodobý záznam řídkých jevů v těžko dostupných oblastech, aniž by docházelo k rušení chování zvířete přítomností pozorovatele. Výsledky alternativní metody využívající záznam pobytových stop nekorelovaly se záznamy z fotopastí, a proto je minimálně v letních měsících nemohou nahradit.

O bezmála polovinu záznamů z dosavadního sledování se postaral jelen sika (*Cervus nippon*) následovaný jelenem evropským (*Cervus elaphus*) a prasetem divokým (*Sus scrofa*). Poměrně řídkce navštěvuje studované lokality také srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a muflon evropský (*Ovis musimon*). Zvěř se obvykle zdržuje v zorném poli fotopasti krátce, od desítek sekund po několik minut. Jeleni nejčastěji spásají bylinné patro. Okusu keřového patra věnují pouhých 4 % času stráveného na studovaných lokalitách a to především zjara. Obvyklé je též pouhé procházení, na mnoha místech opakované po stejných stezkách. Ochozy zvířete jsou v teplomilných trávnicích častým jevem a jejich vliv na vegetaci plánujeme též v dohledné době podrobit zkoumání. Jeleni navštěvují trávnické jednotlivě nebo v malých nejčastěji dvoučlenných skupinách. Oproti tomu prasata se obvykle objevují ve větších skupinách tvořených bachyní a jejími potomky různého stáří. Bohužel ani fotopasti neponechávají systém zcela neovlivněn, jak vyplývá ze záznamů na lokalitách, kde nebylo možno past dostatečně ukrýt. Pro reakce jedinců, kteří fotopast odhalili se nabízí škála interpretací od zděšení, vykazovaného nejčastěji jelenem evropským po hluboký zájem u siky japonského.

Na lokalitách vybraných podle intenzity navštěvovanosti a pasenosti nyní probíhá oplocenkový experiment, jehož výsledek by měl ukázat dopad vyloučení zvěře, tedy i její vliv na teplomilné trávnické.

Kontakt

Eva Horčíčková, Jaroslav Vojta

VLIV JELENA LESNÍHO NA OBNOVU LESA NA ŠUMAVĚ

Pavel Šustr*, Dušan Romportl¹

¹ Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK v Praze

* krakonosnasumave@gmail.com

V rámci projektu Telemetrie velkých savců jsou na území NP a CHKO Šumava a NP Bavorský les sledovány klíčové druhy lesních savců (jelen lesní, srnec obecný, rys ostrovid). Jedním z významných úkolů projektu bylo zhodnocení habitatových preferencí jelena lesního zejména ve vztahu k dynamicky se měnícímu prostředí horských smrčín. Data z GPS telemetrie spolu s přesnými podklady o charakteru prostředí umožňují nejen detailní charakteristiku habitatových nároků druhu, ale i stanovení potenciálního ohrožení obnovujících se lesních ekosystémů.

Habitatové preference byly hodnoceny na základě charakteristiky dostupného a využívaného prostředí na třech prostorových úrovních. Nejprve bylo popsáno zájmové území výskytu telemetricky sledovaných jedinců, určené jako min. konvexní polygon omezený hranicemi obou NP. Na další úrovni byl popsán habitat využívaný v rámci domovských okrsků sledovaných jedinců, stanovený třemi odlišnými metodami (MCP, KHR, LoCoH). Poslední prostorovou úroveň představuje charakteristika prostředí přímo v místech zaznamenaného výskytu. Porovnáním dostupného a reálně využívaného prostředí na různých úrovních byla zajištěna základní preference jednotlivých typů habitatu. K popisu habitatu byla využita jednak data krajinného pokryvu vysokého tematického i prostorového rozlišení (26 tříd, pixel 0,5m) vzniklých klasifikací leteckých snímků, a dále proměnné abiotické podmínky (nadmořská výška, vertikální členitost reliéfu, orientace), jež dobře vystihují i topoklimatické poměry (oslunění, mocnost a délka trvání sněhové pokrývky atd.).

Výsledky analýzy habitatové preference ukazují, že na první úrovni selekce biotopu jelen nevyhledává určitý typ biotopu, biotop výskytu jednotlivých jelenů se nijak zásadně neliší od nabízeného biotopu. Na úrovni jednotlivých bodů výskytu ale již je vidět výrazná preference vybraných typů prostředí, a to zejména mladých smrkových porostů, neudržovaných lučních porostů, přechodová kategorie louka – les (např. sukcesní plochy) a zejména pak kategorie suchý stojící les, která je nejpreferovanější.

Preference prostředí byly dále analyzovány i pro různé typy chování jelena lesního, na základě dat senzoru aktivity. Rozlišené typy chování jsou odpočinek, pastva, pomalý pohyb a rychlý pohyb. Výsledky jsou podobné jako u celkové analýzy, prohlubuje se např. ale preference kategorie suchý stojící les pro typ chování pastva.

Na základě zjištěných preferencí prostředí bude připraven prediktivní habitatový model, s jehož využitím bude možné stanovit míru potenciálního ohrožení lesních ekosystémů jelenem lesním na území NP Šumava.

Kontakt

Pavel Šustr*, Dušan Romportl¹

¹ Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK v Praze, * krakonosnasumave@gmail.com

SBĚR A INTERPRETACE POZIČNÍCH DAT

Jan Jarolímek, Miloš Ulman, Michal Stočes
Katedra informačních technologií, ČZU v Praze

V rámci Interní grantové agentury Provozně ekonomické fakulty ČZU v Praze je od dubna 2012 řešen na Katedře informačních technologií projekt „Sběr a interpretace pozičních dat“. Řešení projektu je zaměřeno na využití pozičních dat (informace o pohybujícím se objektu) pro vědeckovýzkumnou a pedagogickou činnost v různých oblastech (životní prostředí, logistika apod.) a popularizaci výsledků výzkumu. Záměrem je vytvořit a v reálných podmínkách ověřit universální model pro sběr a následnou prezentaci dat získaných o sledovaném objektu prostřednictvím SMS (Short message service) ze sítě GSM.

Cílem je vizualizovat shromážděná data do mapových podkladů a umožnit tak jejich další využití ve výzkumu. 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. a Národním parkem České Švýcarsko o pohybech jelenů sika a jelenů lesních.

Na základě úvodní analýzy jsou dostupná poziční data uložena (průběžně ukládána) na databázový server MySQL 5, následně jsou očišťována o chybně naměřené údaje. Webová aplikace je provozována na web serveru Apache. Základ aplikace je naprogramován pomocí webového programovacího jazyku PHP 5 (Hypertext Preprocessor) s využitím Nette frameworku 2. K vizualizaci informací o pohybu jsou využity mapové podklady Google Maps od společnosti Google Inc. Komunikace s Google Maps je realizována pomocí rozhraní Google Maps JavaScript API V3. Vizualice na mapových podkladech využívá JavaScript frameworku JQuery.

Přístup uživatelů je prostřednictvím běžně využívaných webových prohlížečů, důraz bude kladen i na využití mobilních zařízení.

Základní funkce navrhovaného systému:

- Režim zobrazení: veřejný a personalizovaný přístup
- Zobrazení polohy všech sledovaných jedinců ve zvoleném čase
- Zobrazení polohy vybraného jedince ve zvoleném období (dny a denní doba)
- Barevné vyjádření aktivity v daném čase a místě
- Zobrazení doplňujících textových informací k vybrané poloze (např. teplota, nadmořská výška apod.)

Základní dostupnost systému prezentujícího pohyby jelenů sika a jelenů lesních bude na adrese jeleni.agris.cz s možností portování na webové stránky partnerů.

Kontakt

Ing. Jan Jarolímek, Ph.D., jarolimek@pef.czu.cz, Ing. Miloš Ulman, Ph.D., ulman@pef.czu.cz, Ing. Michal Stočes, stoces@pef.czu.cz
Katedra informačních technologií, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát

JSOU ODCHYTOVÁ ZAŘÍZENÍ SKUTEČNĚ TAK ÚČINNÁ?

Miloš Ježek^{1,2}, Zdeněk Macháček^{1,3}, Zdeněk Šácha³

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU Praha, ² VÚLHM, v. v. i., ³ VLS, s. p.

Chytání je jednou z nejběžnějších metod pro management, zkoumání a hospodaření s živočichy. To platí zejména pro invazní druhy nebo druhy významně zvyšující svojí početnost (Choquoete et al. 1993, Sweitzer et al. 1997). Nejinak je tomu i u prasete divokého (*Sus scrofa*), které v posledních desetiletích působí značné problémy nejen v Evropě ale i v místech kam bylo introdukováno nebo došlo ke zdívočení domácích prasat (Austrálie, USA, Nový Zéland).

Běžně jsou používány 2 druhy pastí: malý a přenosný, zvaný box trapp a větší, často polopřenosný, zvané corral trap (Wood et al. 1992). Boxové pasti mohou být rychle a snadno přenesené na nové místo, ale jejich velikost limituje počet chycených jedinců najednou. Corall typy, obvykle náročnější na konstrukci, jsou efektivnější při chytání celých skupin divočáků, což může aktuálně snížit náklady na chycení 1 kusu. Williams et al. 2011, se pokusili stanovit výhodnost a efektivitu používání různých druhů pastí. Předpokládal, že corral traps chytí více prasat na chytací den, a za méně peněz než box trapps. Corral traps se skládaly z železných sítí 1.5x2,4 metru se dřevěnými dveřmi s rozměry 0,9x1,8 m, kdy celková velikost byla cca 10x10 m. Boxové pasti byly o rozměrech 2,4x1,2x0,9 metru z železných profilů. Měli rozmístěno celkem 24 pastí (12 corral trapps a 12 box trapps) a 21 dní sledovali návštěvu divokých prasat (pomocí kamer) při tom, že mechanismus na skalpování byl nefunkční. Celkem měli 504 chytacích nocí, 252 pro každý typ pastí. Celkem pozorovali 71 individuí 59 v corral traps a 12 v box traps. To odpovídá 0,23 nového prasete na 1 den a 1 corral past a 0,05 jedince na 1 den a 1 box past. Časově stálo chycení 1 prasete do typu box trapps 5,5 vícekrát času než chycení 1 divočáka do typu corral pastí. Potvrdilo se jim také to, dospělá prasata vstupovala do corral trapps častěji, než do box pastí. Většina studií potvrzuje, že nejčastěji vstupují do pastí juvenilní jedinci (více jak 50%, McCann a Garcelon 2008, Hanson et al. 2009), ale to může být způsobeno vysokým zastoupením juvenilních jedinců v populaci.

Právě odchyt do pastí se jeví jako jeden z nejlevnějších druhů redukce prasete divokého. Samozřejmě, že celkové zhodnocení ekonomické nákladnosti na odstranění prasat záleží na druhu prostředí. Například chytání, případně odstřel pomocí letadel nebo vrtulníků je efektivnější v otevřených prosotorech (Saunders et al. 1993, Mitchell a Kanowski 2003), a nebo používání loveckých psů je úspěšné pro odlov individuálních kusů (Caley a Ottely 1995). Dále je také možné použití otrávených návnad, což je možné pouze v omezené míře a jen tam, kde je to legální. Nicméně ve většině oblastí je nejúspěšnější chytání do pastí, kterým lze úspěšně ovlivnit a redukovat početnost v poměrně krátkém čase (Wood et al. 1992, Mitchell a Kanowski 2003, McCann a Garcelon 2008). Podle Wiliamse et al. 2011 je chytání jednou z mála, efektivních nástrojů, jak ovlivňovat početnost prasete divokého v USA. Vyčíslili také, že cena za 1 odchycené prase je u corral trapps 28 dolarů a u box traps 142 dolarů.

Z výše uvedeného je tedy patrné, že chytání je nejenom velice účinné, ale také je ekonomicky velice efektivní. Bohužel v České republice, je i přes stoupající případy konfliktů člověk–prase, používání pastí k redukcí prasat málo využíváno. Důvodem je především to, že se nejedná o tradiční způsob lovu (i když přímo v českých zemích se pasti používaly již v 18. století).

Samozřejmě úspěch odchytu závisí i na disperzi a migraci zvířat. Obvykle je k tomu používání buď značení ušními známkami, nebo telemetrie. Takto můžeme snadno získat informaci o disperzi odchyceného jedince, jeho přežívání a mortalitě. Takovýchto dat je známo málo. Z dostupných výsledků vyplývá, že většina jedinců prasete divokého je poměrně stálé zvíře. Směr a intenzita disperze je většinou ovlivněna mnoha faktory, z nichž nejvýznamnější je populační hustota, struktura krajiny, a kvalita habitatu (Dardaillon and Beugnon 1987; Spitz 1989; Cargnelutti et al. 1992; Gerard et al. 1992; Gabor et al. 1999). Současně s daty o disperzi, můžeme získat i informaci o úspěchu lovců. Ta může být měřen jako procento usmrčených označených jedinců, tzv. efektivita lovu. Pro regulaci populace jejich efektivita musí být vedena tak, aby byl odloven minimálně přírůstek. (Briedermann 1990, Happ 2002, Keuling et al. 2008 b). Keuling et al. (2010) chytaly v době od listopadu 2002 do července 2007 divoká prasata a značili je. Chytli 152 prasat do velkých pastí o rozměru 5x2x2 m a označili je ušní známkou s sdresou a telefonem. Zároveň 68 samic se selaty bylo označeno radiotelemetrickým přístrojem. A následně prováděli sledování. Divoké prase bylo označeno jako disperzní v případě, že bylo střeleno více jak 200 m od MCP (Maximum convex polygon) domovského okrsku jeho matky, zjištěného telemetrováním. Ze 152 označených prasat bylo 105 uloveno a vědci byli o tomto informováni. Vzdálenost mezi odchycením a smrtí byla v rozmezí 0,18 až 41,532 km. Ovšem 87 % jedinců bylo uloveno do 4 km od místa označení. Mezi 4 a 10 km bylo uloveno 8 % a pouze 3 % byla ulovena do vzdálenosti

vyšší než 10 km. Průměrná vzdálenost u selat byla 1,12 km, u lončáků 3,91 km a u dospělých 4,3 km. Pouze 15 % jedinců se skutečně rozptýlilo (tzn. byli uloveni mimo domovský okrsek matky).

Proto jsme se rozhodli účinnost pastí ověřit v praxi. Vzhledem k tomu, že divoká prasata lze relativně snadno mechanicky imobilizovat, značíme je ušními známkami a pouštíme zpět. K chytání je vybudováno stabilní odchytové zařízení. To se skládá z dřevěných kůlů zapuštěných do země, zařízení dále obsahuje padací dřevěné dveře, rukáv a klec k imobilizaci. Dveře jsou opatřeny mechanismem umožňující selekci podle velikosti. Zvířata jsou lákána do zařízení na kukuřičné zrno. O úspěchu zařízení nelze pochybovat, během 4 měsíců čistého chytání došlo k odchytu 92 kusů. Chytalo se buď v létě, kdy prasata velice ráda navštěvovala zařízení, a poté v jarních měsících. V podzimních a zimních měsících sezóny 2011/2012 se zařízení nevyužívalo, vzhledem k jeho neefektivnosti. V lokalitě byla vysoká potravní nabídka, kterou způsobily semenné roky dubu a buku a dále pak vysoké zastoupení ovocných dřevin v oblasti, což způsobilo neatraktivnost krmiva, kterým vnadíme (kukuřice). Proto jsme se rozhodli v toto období nechytat. Zařízení jsme začaly intenzivně používat až v předjarním období, které je z pohledu úspěšnosti nejlepší. Za což mluví výsledky. Chytací zařízení bylo nastraženo celý březen, což představuje 31 chytacích dní. Celkem se za tuto dobu chytlo 38 kusů černé zvěře (4 bachyně, 34 selat), v průměru se vždy najednou chytlo 6 kusů. Všechny zvířata byla označena ušní značkou a zpět vypuštěna. K zpětnému odchytu došlo u 8 zvířat.

Vzhledem ke značení a jeho rozsahu chceme touto cestou požádat o zpětnou vazbu od lovce. Pokud dojde k ulovení označeného kusu, prosím kontaktujte Miloše Ježek (tel. 775 262 365) nebo Zdeňka Macháčka (724 966 990) a o ulovení ho informujte. Pokud získáme dostatek relevantních zpětných hlášení, pomůže nám to pomoci poznat způsob života černé zvěře, úspěšnost lovců a snad i nalézt účinné nástroje redukce.

Literatura

- BRIEDERMANN L (1971) Zur Reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratischen Republik. Tag-Ber AkadLandwirtsch-Wiss Berlin 113:169–186
- CARGNELUTTI B, SPITZ F, VALET G (1992) Analysis of dispersion of wildboar (*Sus scrofa*) in Southern France. In: "Ongulés/Ungulates 91". Proc. Intern. Symp. Toulouse, pp 423–425
- DARDAILLON M (1988) Wild boar social groupings and their seasonal changes in Chamargue, southeastern France. Z Säugetierkd 53:22–30
- GABOR TM, HELLGREN EC, VAN DEN BUSCHE RA, SILVY NJ (1999) Demography, sociospatial behaviour and genetics of feral pigs (*Sus scrofa*) in a semi-arid environment. J Zool Lond 247:311–322
- GERARD JF, CARGNELUTTI B, SPITZ F (1992) Relation entre anisotropie de l'occupation de l'espace et dispersion: un exemple chez le sanglier du sud-ouest de la France. Mammalia 56:177–187
- HANSON L. B., MITCHELL MS, GRAND JB, JOLLEY DB, SPARKLIN BD, and DITCHKOFF SS (2009) Effect of experimental manipulation on survival and recruitment of feral pigs. Wildlife Research 36:185–191.
- HAPP N (2002) Hege und Bejagung des Schwarzwildes. Franckh- Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart
- CHOQUENOT, D., KILGOUR R. J., and LUKINS B. S. (1993) An evaluation of wild pig trapping. Wildlife Research 20:15–22.
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2008a) Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. Eur J Wildl Res 54:403–412. doi:10.1007/s10344-007-0157-4
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2008b) How does hunting influence activity and space use in wild boar *Sus scrofa*. Eur J Wildl Res 54:729–737. doi:10.1007/s10344-008-0204-9
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2009) Commuting, shifting or remaining? Different spatial usage patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. Mamm Biol 74:145–152. doi:10.1016/j.mambio.2008.05.007
- MCCANN, B. E., and GARCELON (2008) Eradication of wild pigs from Pinnacles National Monument. Journal of Wildlife Management 72:1287–1295.
- MITCHELL, J., and KANOWSKI A. (2003) Best practice wild pig management in the Burdekin River catchment. Bureau of Rural Sci
- SPITZ F (1989) Mortalité et dispersion chez le sanglier (*Sus scrofa*) de Camargue. Gibier Faune Sauvage 6:27–42. Gibier Faune Sauvage 6:27–42
- SWEITZER, R. A., B. J. GONZALES, I. A. GARDNER, D. VAN VUREN, J. D. WAITHMAN, and W. M. BOYCE. 1997. A modified panel trap and immobilization technique for capturing multiple wild pig. Wildlife Society Bulletin 25:699–705.
- WOOD, G. W., WOODWARD L. A., MATHEWS D. C., and Sweeney J. R. (1992) Feral hog control efforts on a coastal South Carolina plantation. Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies 46:167–178.

Kontakt

Miloš Ježek^{1, 2}, Zdeněk Macháček^{1, 3}, Zdeněk Šácha³

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU Praha, ² Výzkumý ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., ³ VLS, s. p.

TELEMETRICKÉ SLEDOVÁNÍ SIKY JAPONSKÉHO (*Cervus nippon nippon*) V HONITBĚ HRADIŠTĚ DOUPOVSKÉ HORY

Stanislav Dvořák

VLS ČR s. p., divize Karlovy Vary

Telemetrické sledování siky japonského započalo v roce 2009. Od první myšlenky po realizaci nápadu – nákup zařízení a uspání prvního jelena – uběhlo osm měsíců. Prvního jelena se podařilo imobilizovat 31. 8. 2009 a do současné doby bylo označeno celkem 8 jedinců, vše jeleni. Výzkum je prováděn v honitbě Hradiště, která se nachází na území vojenského výcvikového prostoru. Na tomto území hospodaří Vojenské lesy a statky ČR s. p., divize Karlovy Vary. Honitba Hradiště s výměrou 35 435 ha patří k nejucelenějším honitbám v České republice.

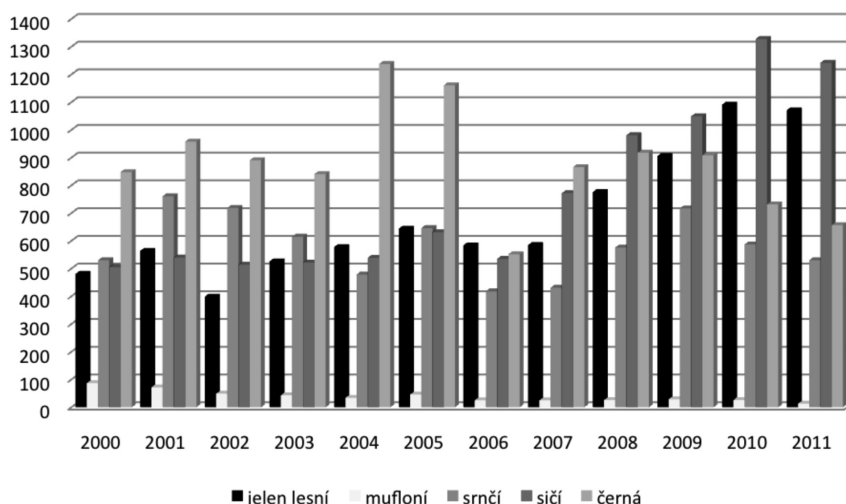
Charakteristika území

Vojenský výcvikový prostor Hradiště se nachází na severozápadě Čech, zaujímá většinu Doupovských hor a nachází se na území Karlovarského a Ústeckého kraje. Nadmořské výšky se pohybují v rozmezí 339 m. n. m. v údolí řeky Ohře po 934 m. n. m. na nejvyšším vrchu Hradiště.

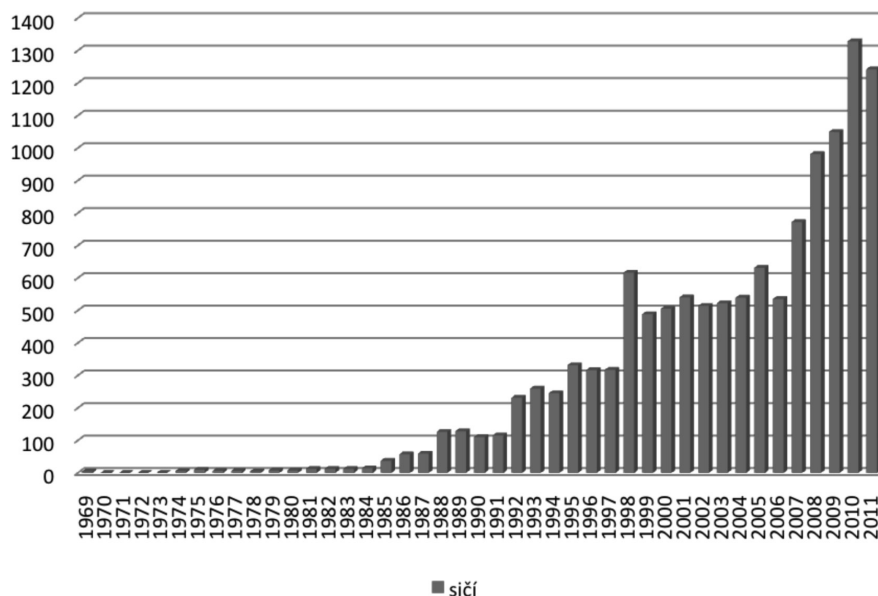
Z dostupných informací pocházejí první oficiálně zaznamenané úlovky siky japonského z roku 1969, kdy jsou zaevidovány čtyři ulovené kusy, dvě laně a dva jeleni. Pro porovnání k jakému nárůstu došlo, bylo v lovecké sezóně 2011 uloveno v honitbě Hradiště 1246 kusů sičí zvěře. Výrazný nárůst lovu je patrný zejména od roku 1998 a je způsoben především nutností výrazného snížení početnosti populace z důvodu eliminace stále vzrůstajících škol na lesních porostech.



OBR. 1: Označený sika GPS obojkem.



GRAF 1: Odstřel od r. 2000 hlavní druhy spárkaté zvěře.



GRAF 2: Odstřel sičí zvěře od roku 1969.

Důvody zahájení telemetrického výzkumu

Vojenské lesy se vzhledem k narůstajícím škodám způsobených sičí zvěří rozhodly spolufinancovat telemetrické sledování pomocí GPS zařízení. Předpokládá se, že výsledky sledování poslouží k omezení škod na lesních porostech, např. vhodným zakládáním krmných linek. Dalším důvodem bylo zjištění migračních tras a přehled preferovaných biotopů pro jednotlivé označené jedince. Sledování sičí zvěře pomocí GPS vysílaček se zatím nikde v Evropě neprovádělo. Doposud publikované výsledky z Japonska a Skotska jsou výstupem konvenčního radiotelemetrického sledování, které není vzhledem k použité technologii dostatečně přesné. Jediné prokazatelně prováděné telemetrické sledování pomocí GPS zařízení je v Japonsku a Novém Zélandu. Vzhledem ke značně odlišným podmínkám se výsledky z těchto oblastí dají těžce porovnávat s našimi podmínkami. S ohledem na probíhající telemetrické sledování jinde ve světě bylo rozhodnuto, že k telemetrickému sledování pomocí GPS zařízení budou vybíráni pouze jeleni siky japonského. Dalším cílem byla snaha označit alespoň jednoho jedince v každé věkové třídě, což se nakonec také podařilo.

Technické vybavení

Pro telemetrické sledování jsou použity obojky firmy Vectronic Aerospace GmbH se sídlem v Berlíně, ostatní příslušenství sloužící k dalšímu zpracování dat je dodáno taktéž firmou Vectronic. Všechny obojky jsou vybaveny senzorem aktivitových dat, senzorem mortality, teplotním senzorem, který zaznamenává teplotu na povrchu těla označených jedinců, polohová data jsou zaznamenávána z důvodu úspory baterie každé dvě hodiny. VHF vysílač na každém z obojků je nastaven na 12-ti hodinový interval. Tři obojky jsou vybaveny GSM modulem pro on-line sledování. Tyto obojky jsou vybaveny senzorem mortality, zaznamenáváním aktivitových dat a zařízením pro automatické rozepnutí obojku při poruše zařízení. Zařízení automatického rozepnutí je součástí baterie. Obojky GPS plus GSM communication se dají hodnotit z hlediska obsluhy, zpracování dat a přehledu o sledovaných jedincích jako zdaleka nejlepší. Údaje o poloze jednotlivých jedinců z obojků GPS plus GSM jsou formou emailu zasílány prostřednictvím serveru firmy Vectronic Aerospace GmbH přibližně každých osm hodin. Tato doba je samozřejmě závislá na pokrytí signálem daného operátora v místech, kde se označený jedinec pohybuje. Největším problémem, který se vyskytuje při používání obojků firmy Vectronic je garantovaná výdrž baterií a odolnost GPS modulu proti poškození od ostatních jelenů při soubojích.

K imobilizaci je používána narkotizační puška Pneudart X Calliber ráže 13 mm z USA, která byla dodána firmou AtomVet se sídlem v Liberci. Puška je vybavena puškohledem se zabudovaným dálkoměrem, který je velmi důležitý pro bezpečnou střelbu. K imobilizaci narkotizační puškou X Calliber se používají střely Pneudart s obsahem 3cl. Při použití střel s obsahem 3 cl je vzdálenost pro bezpečný zásah na siku japonského limitovaná vzdáleností 55 m. Při střelbě na větší vzdálenost dramaticky klesá úspěšnost zásahu. K narkotizaci je používána Hellabrunská směs v poměru 0,5 ml Xylased 500 a 2,5 ml Narketan 10%. Jako antidotum je používán přípravek Yohimbini. Při použití Hellabrunské směsi pro účely imobilizace je důležité, aby zvěř byla v naprostém klidu, pak po úspěšném zásahu zůstává do 300 m od nástřelu.

Problémem je zimní období, kdy je z důvodu využití krmelišť snazší narkotizace, ale zase vyvstává problém se zamrznutím Hellabrunské směsi v narkotizačních střelách. Zároveň se zvyšuje dramaticky riziko prochladnutí narkotizovaného zvířete a s tím související zdravotní komplikace a následný úhyn. V obdobích silných mrazů je též problém s probouzením uspaných kusů vzhledem k podchlazení, které podporuje Hellabrunská směs.



OBR. 2: Narkotizační puška Pneudart X Calliber.

Výsledky

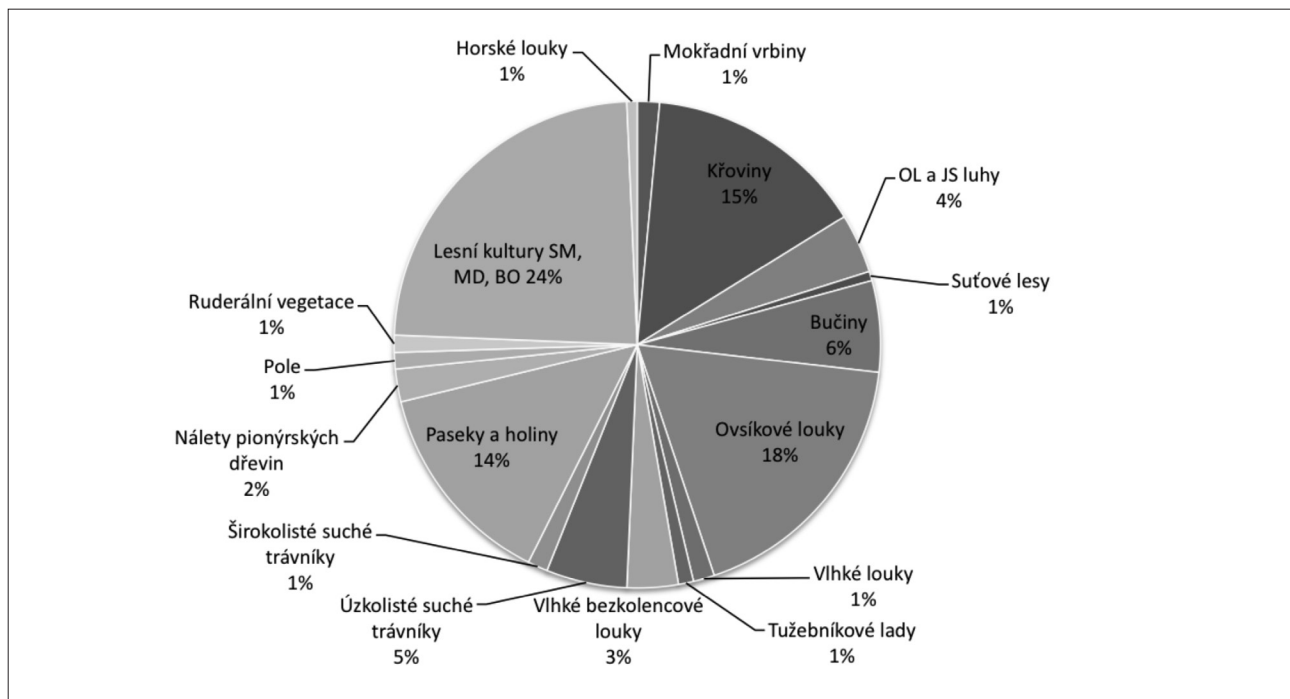
Pro vyhodnocování využití prostředí podle jednotlivých biotopů je použito metodiky AOPK. U označených jedinců je využito mapování daného území pro Naturu 2000.

Využití jednotlivých biotopů u označených jedinců kolísá podle ročního období a období říje. V zimním období je pak důležité umístění krmných linek, krmelců, příkrmišť a s tím spojená vzdálenost pravidelných stávaníšť. Dalším významným faktorem je intenzita lovu v daných lokalitách. Celkové vyhodnocení biotopů za všechny označené jedince bylo provedeno vyhodnocením z 60 000 zaměřených bodů v období 2,5 roku.

Po vyhodnocení všech jedinců za celé sledované období je poměr jejich výskytu ve vztahu porostní půda a ostatní neproduktivní plochy v poměru 50:50. Vyhodnocením biotopů na porostní půdě lze konstatovat, že 38 % ploch výskytu je rizikových z hlediska škod okusem a loupáním.

V jarním období, zejména v dubnu, se prudce zvyšuje u sledovaných jelenů zastoupení travních biotopů. Obliba travních porostů u většiny sledovaných zvířat trvá až do června, kdy můžeme sledovat, že jedinci vyhledávají spíše biotopy křovinaté a vrbinné, kde hledají klid a mohou zde v této době najít již také dostatek potravy. V dubnu až červenci převládají jednoznačně biotopy travinné, křovinaté a vrbinné. Od srpna se u sledovaných jelenů zvyšuje procento výskytu na porostní půdě, s převahou porostů do dvaceti let.

Po vyhodnocení využití porostní půdy na základě věku jde vidět mimořádná obliba porostů do dvaceti let, kdy tyto porosty zaujímají v celkovém výskytu 39%. Obliba mladých porostů se dramaticky zvyšuje v období říje a po napadnutí sněhové pokrývky. Výskyt v ostatních věkových třídách za všechny sledované jeleny za celé období je naprosto rovnoměrný! Vyhodnocení vychází z 45 000 zaměřených bodů na porostní půdě.



GRAF 3: Přehled využití prostředí za celé sledované období u všech jedinců.



GRAF 4: Přehled využití porostní půdy za celé sledované období u všech jedinců.

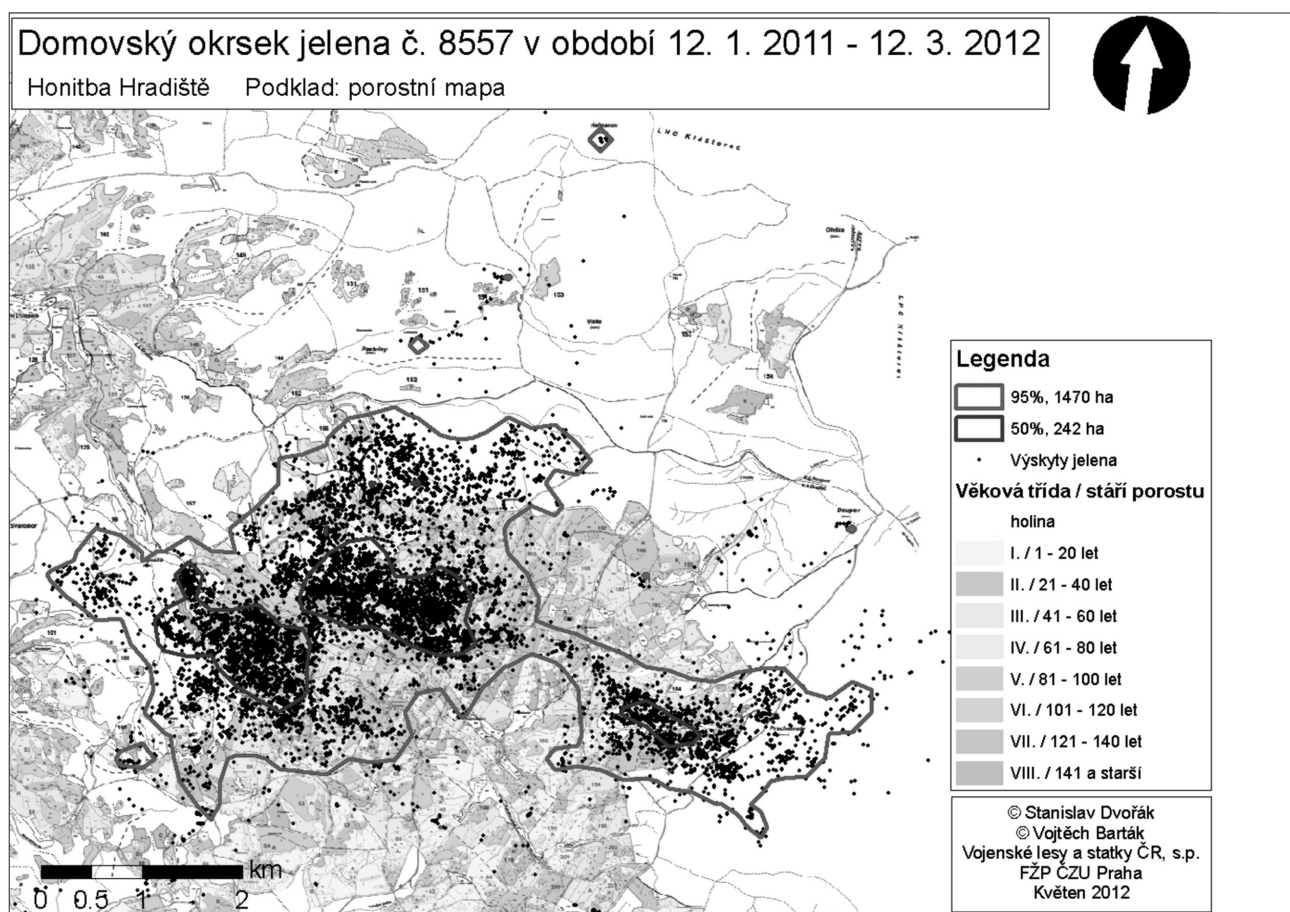
Velikosti domovských okrsků

TAB. 1: Velikosti domovských okrsků, určené pomocí rozdílných metodik.

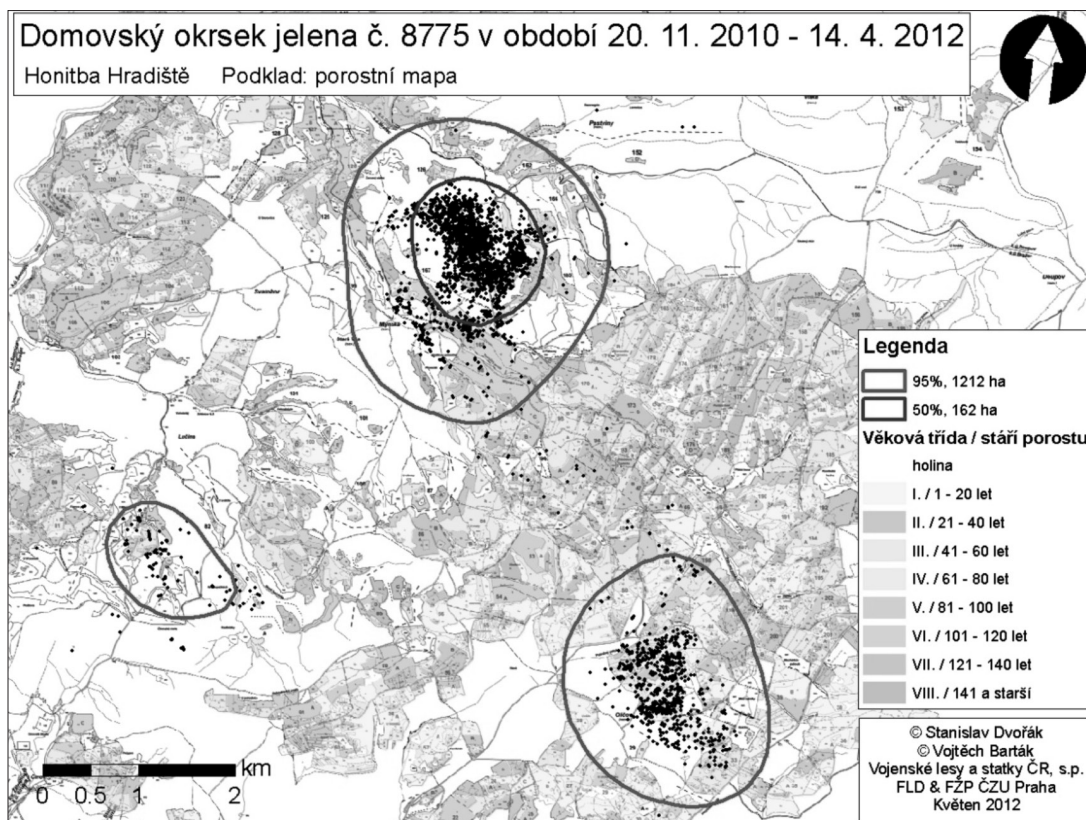
Ev. č. obojku	Jméno	Domovský okrsek (MCP) ha	Domovský okrsek (Kernel) ha			Sledování ve dnech	Domovský okrsek (Kernel) ha	
			50%	90%	95%		50%	95%
7805	Petr	1807	356	1159	1540	791	63	521
7806	Marek	4125	415	1520	2083	738	89	571
7814	Jirka	2587	486	1642	2078	648	145	1273
7817	Pepa	1487,9	104,5	509,6	699,9	421	83	585
8557	Vlasta	2185	468	1570	2111	455	242	1470
8768	Láďa	1124	280	1058	1325	250	84	593
8775	Honza	406	58	229	317	470	162	1212
9658	Luboš	7500	630	1850	5300	210	537	4969

Velikost domovských okrsků je v současné době z hlediska metodiky a přesnosti počítána pouze metodou Kernel Home Range s ohledem na časové údaje mezi body výskytu. Tato metoda se jeví jako nejpřesnější pro telemetrické sledování. Velikost domovských okrsků je stabilně menší v zimním období a u starších jedinců, jednotně dochází ke zvětšování velikosti domovských okrsků v jarním období zejména od března po zmizení sněhové pokrývky. Velikost domovských okrsků stanovená metodou Kernel Home Range nepřekračuje hodnoty několika stovek hektarů při 50% bodech výskytu.

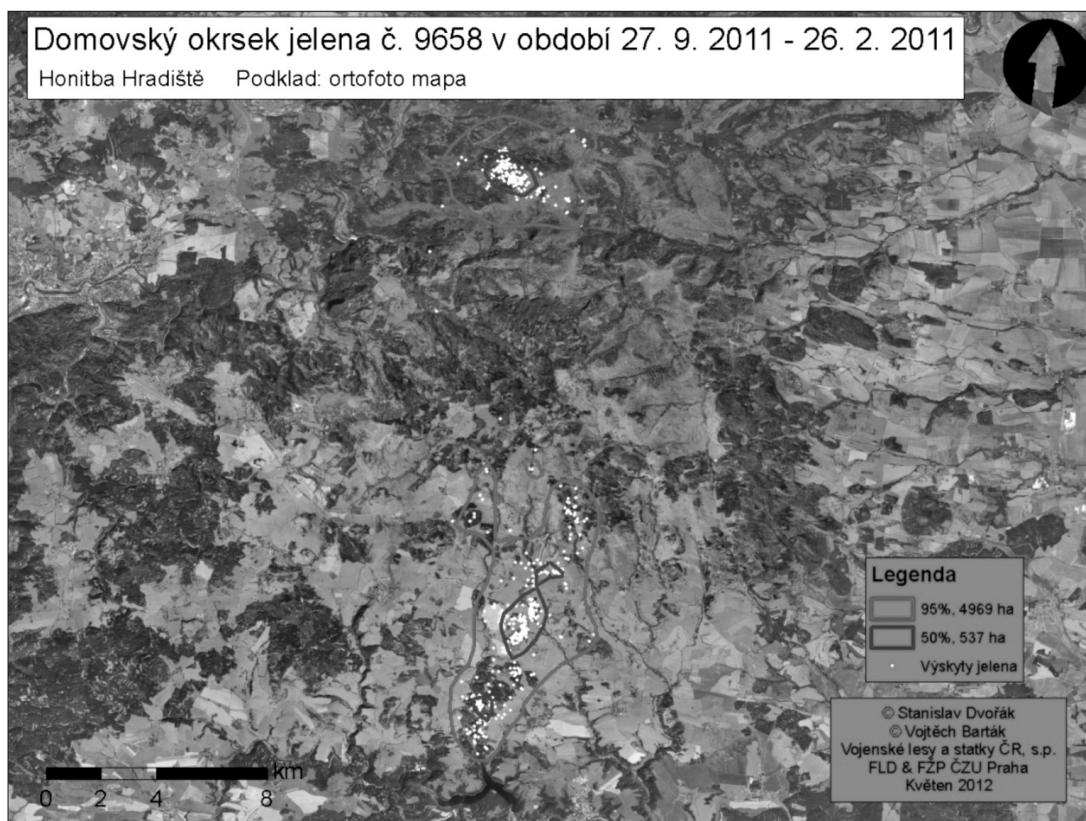
Nejvzdálenější body výskytu v rámci domovského okrsku je 23 km vzdušné vzdálenosti. Největší překonaná vzdálenost označeného jelena během 24 hodin činí osm kilometrů.



OBR. 3: Velikost domovského okrsku metodou KHR s přihlédnutím k době výskytu.



OBR. 4: Velikost domovského okrsku metodou KHR s přihlédnutím k době výskytu.



OBR. 5: Velikost domovského okrsku metodou KHR.

Kontakt

Ing. Stanislav Dvořák, VLS ČR s. p., divize Karlovy Vary

VÝZKUM PROSTOROVÉ AKTIVITY JELENA LESNÍHO (*Cervus elaphus*) V DOUPOVSKÝCH HORÁCH

Zdeněk Macháček^{1,3}, Stanislav Dvořák³, Miloš Ježek^{1,2}

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU Praha, ² VÚLHM, v. v. i., ³ VLS, s. p.

Současný stav řešeného projektu

Projekt navazuje na telemetrické sledování siky japonského (*Cervus nippon nippon*), které bylo započato 1. 1. 2009 v honitbě Hradiště Vojenských lesů a statků ČR s. p. divize Karlovy Vary (Ing. Stanislav Dvořák). Jedná se o nejučenější honitbu v České republice s výměrou 35 000 ha, kde se vyskytuje domácí jelen lesní společně s introdukovaným jelenem sikou. Poznání vzájemných mezidruhových vazeb je významnou součástí projektu, proto je telemetrické sledování a výzkum prostorové aktivity jelena lesního a siky prováděn v úzké spolupráci.

Ke studiu prostorové 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 se poloha zaznamenává vždy v předem definovaný časový interval a následně lze data stáhnout na dálku, aniž by byl pozorovaný objekt rušen. Proto při použití GPS přístrojů, lze provádět nejen analýzy prostorové aktivity, ale lze také s pomocí podrobných mapových podkladů provádět přesnější analýzy využívání prostředí, důvody migrací atp. (ŠUSTR et.al. 2006).

V současné době je v honitbě Hradiště označeno osm jedinců siky japonského GPS obojky pro telemetrické sledování (k telemetrii je použita technologie firmy Vectronic Aerospace GmbH., Berlín, Německo (www.vectronic.de). Čtyři jedinci jsou vybaveny obojkem s životností baterie max. 1,5 roku bez modulu pro zaznamenávání aktivitových



dat, obojek zaznamenává teplotu okolního prostředí při každém zaměření, tj. každé 2 hodiny. Jeden jedinec je označen obojkem s životností baterie 3 roky a modulem pro zaznamenávání aktivitových dat, senzorem mortality a záznamem teploty prostředí. Tři jedinci jsou označeny obojky s GSM modulem, pomocí kterého je zvěř sledována SMS zprávami se souřadnicemi on-line. Obojek zaznamenává aktivitová data, teplotu a mortalitu. Životnost baterií u těchto obojků je přibližně 3 roky. Dále jsou označeny 4 samci jelena lesního obojky s životností baterie 5 let, 2 jedinci s modulem pro zaznamenávání aktivitových dat a mortality (sedmiletý a desetiletý jelen) a 2 jedinci jsou označeny obojky s GSM modulem (dvouletý a čtyřletý jelen). Tento modul umožňuje automatický záznam pozice pozorovaného jedince s přesností cca 15 m. Obojky jsou programovatelné (i na dálku pomocí UHF terminálu), s možností volby časových intervalů snímání. Data jsou zaznamenávána v paměti obojku. Data je možné stáhnout pomocí kabelu do počítače, pokud je obojek fyzicky k dispozici. Nebo pomocí UHF terminálu na dálku (do vzdálenosti 2–8 km). K vyhledávání jedinců v terénu je obojek vybaven VHF vysílačem, který vysílá signál nepřetržitě. Obojky jsou rovněž vybaveny senzorem aktivity (zaznamenává se každých 5 minut) a teploty okolního prostředí. Je zde i senzor mortality, který do 12-ti hodin po úmrtí pozorovaného jedince změní vysílací signál na VHF frekvenci.

Ke sledování označených jedinců je koupen přístroj pro orientační zjišťování polohy VHF frekvencí, který také slouží jako pomůcka při stahování dat do ručního terminálu pro stahování dat z GPS obojků, který je již také zakoupen.

Vojenské lesy a statky ČR s. p. již do projektu sledování siky investovaly cca 800 000,- Kč., financování výzkumu prostorové aktivity jelena lesního je prováděno z grantů ČZU Praha, grantu NAZV jehož součástí je financování projektu VLS ČR s.p.

Publikovaný důkaz založený na příkladech telemetrie sik a ostatních druhů sudokopytníků v Evropě je vzácný (KISTLER 1995, MANN, PUTMAN 1989). Vzhledem k neustále se zvyšujícímu areálu rozšíření siky v ČR (ANDĚRA, ČERVENÝ 2010) jsou znalosti o biologii a ekologii našich populací dosud velice nedostatečné zejména v souvislosti s ovlivněním populace domácího jelena lesního.. Naše bibliografie sik se zaměřuje zejména na potvrzení hybridizace siky s jelenem lesním (BARTOŠ 1991, BARTOŠ, VÍTEK 1993, BARTOŠ, ŽIROVNICKÝ 1981, BARTOŠ, ŽIROVNICKÝ 1982), parazitologii a morfometrii (MARTIN et.al. 2007, HOMOLKA, HEROLDOVÁ 2003) a škodách na lesních porostech (DVOŘÁK 2008) případně mysliveckým chovem sik (HUSÁK et.al. 1977). Taktéž velikosti domovských okrsků těchto druhů v areálech jejich přirozeného výskytu jsou dostatečně známy (GEORGII 1980, ŠUSTER et.al. 2007, KAMLER et.al. 2008, ZSOLT et.al. 2006, TSUNEAKI, TAKATSUKI 2009, IGOTA et.al. 2004, YABE, KOIZUMI 2003). Zcela chybí jakékoliv relevantní publikace o biologii, ekologii a mezidruhových interakcích z České republiky. V předloňském roce byla publikována monografie siky (MCCULLOUGH et al. 2009), kde konstatují nedostatečné znalosti o interakcích mezi sikou, ostatními druhy jelenovitých a prostředím v Evropě.

Odchyt a označení jedinců

Odchytová zařízení

Pro odchyt sledovaných jedinců a výměny baterií na již označených jedincích je používána imobilizace zvířat ve volné přírodě. K imobilizaci je používána Hellabrunská směs (Ketamin +xylased) v dávkování dle praktických zkušeností. Po nasazení obojku nebo výměně baterie je použito antidotum (Yohimbini). Imobilizace je v současné době prováděna pomocí narkotizační pušky DistlInject M 70, ráže 13 mm a narkotizačních střel Pneudart o objemu 3 ml, za dozoru veterinárního lékaře. Střely Pneudart s gelovou zpětnou olivkou se pro imobilizaci zvířat ve volné přírodě osvědčili nejvíce. Jedná se o kompaktní přesné střely s vysoce spolehlivým způsobem aplikace (rozbuškou při nárazu), kdy je za šera spolehlivě viditelný zásah. Další velkou výhodou je i šetrnost k imobilizovanému jedinci, kdy střela po pěti až deseti vteřinách díky gelové zpětné olivce vypadne a i při neúspěšné aplikaci nepůsobí zvířeti zranění (www.pneudart.com).

Jako další byla zkoušena odchytová lapací zařízení, která se však ukázala pro vysokou zvěř v podmínkách Doupova prozatím jako neúčinná. Hlavním důvodem je pravděpodobně intenzivní navštěvování lapáků divokými prasaty. Jelení zvěř jimi byla rušena natolik, že se dovnitř i přes vysoce atraktivní nabízenou potravu bála vstoupit, druhým důvodem pak je krátká doba zkoušení – pouze jedno období nouze (zima 2011–2012). Využití lapáků pro získání širšího vzorku populace pro výzkum je předmětem odzkoušení dalších typů těchto zařízení s eliminací vstupu ostatních druhů spárkaté zvěře do nich.

Monitorování jedinci jelena lesního v Doupovských horách

K realizaci sledování prostorové aktivity jelena v Doupovských horách jsou použity dva základní způsoby sledování:

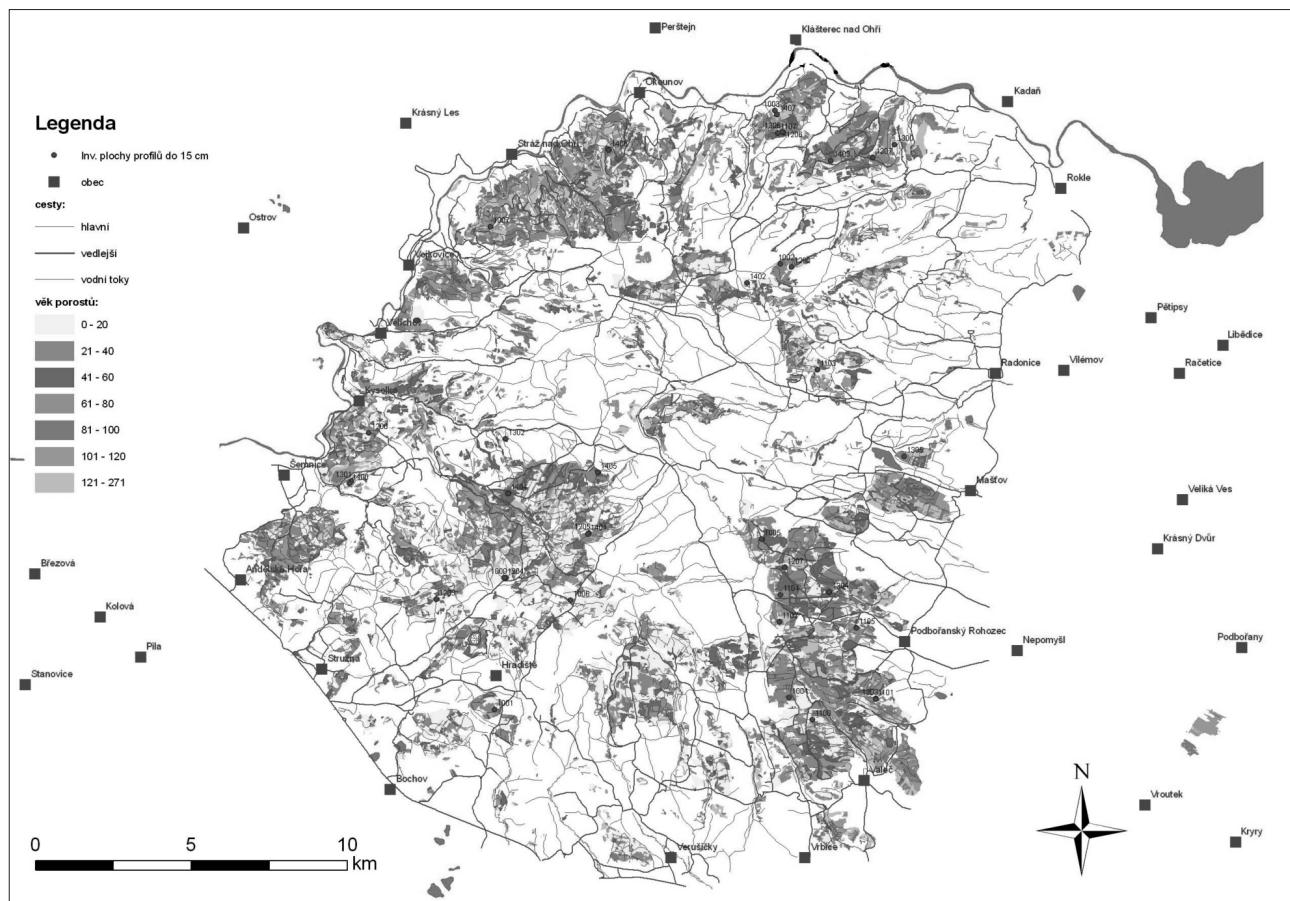
1. Telemetrie (popsáno výše v textu)
2. Monitoringu jedinců označených ušními značkami. Vzhledem k vysoké ceně telemetrických zařízení bylo přistoupeno i ke sledování jednotlivých jedinců touto metodou. Setkání s označenými jedinci je poměrně zřídka, přečtení čísla ušní značky téměř nemožné, proto je monitoring ušními značkami pouze doplňující a je přesně determinující u ulovených nebo uhynulých kusů.

TAB. 1: Označených jedinců jelena lesního v Doupovských horách k 1. 4. 2012

poř. č.	jméno	č. obojku	č. ušní značky	barva ušní značky	frekvence	datum označení	místo označení	věk	pohlaví
1	Horárik	8627	ČZU/D/1/10	žlutá	148,0	10.10.2010	Zlaté návrší	6	M
2	Správčík	9662	ČZU/J/1/12	modrá	148,5	29.1.2012	Pilská	2	M
3	Direktorič	9659	J/2/2012	modrá+oranž	148,4	5.2.2012	Prachomety	4	M
4	Standa	8590	-----	-----	150,5	17.2.2012	Zakšovské louky	10	M
5	Anežka	-----	ČZU 1/11	žlutá	-----	20.2.2011	Javorná	3	F
6	Božena	-----	2/J/12 + 026	fialová + žlutá	-----	1.3.2012	Prachomety	4	F

Zájmové území

Výzkum je prováděn v Doupovských horách (SZ Čechy, okres Karlovy Vary), kde se nachází vojenský výcvikový prostor Hradiště s rozlohou téměř 35 000 ha. V tomto prostoru jsou již několik desítek let poměrně vysoké početní stavy jelena lesního sympaticky se sítou japonským. Na vojenský výcvikový prostor má i ve svém blízkém okolí velmi atraktivní biotopy pro jelení i ostatní spárkatou zvěř.



OBR. 1: Doupovské hory – porostní lesnická mapa (barevně lesní porosty, bíle louky a sukcesí stanoviště).

Prostorové uspořádání Doupovských Hor

Lesnatost 45%, sukcesní stanoviště 37%

Nadmořská výška od 350 do 933,5 m n. m. (Hradiště)

Cíle projektu

Cílem projektu je popsání:

1. velikosti domovských okrsků (Home range) jelena lesního v místních podmínkách
2. sezónní a denní aktivity (obojky vybaveny čidly zaznamenávající aktivitu)
3. využití prostředí (Habitat use) a preference biotopů

Z praktického pohledu je cílem tohoto projektu je pomocí GPS telemetrie a monitoringu ušních značek určit prostorovou aktivitu jelena lesního v Doupovských horách a přilehlých oblastech, zjistit preferenci biotopů vzhledem k ročnímu období, zajistit podklady pro minimalizaci škod na lesních porostech. Zjistit mezidruhové vazby s jelenem sikou a určit vhodný management hospodaření v oblastech s výskytem obou druhů, odhadnout další směr vývoje mezidruhového křížení jelena lesního a jelena siky.

Literatura

- BARTOŠ, L., and J. ŽIROVNICKÝ. 1981. Hybridization between red and sika deer. II. Phenotype analysis. *Zoologischer Anzeiger*
- GEHLE, T., and S. HERZOG. 1998. Is there evidence for hybridisation between red deer and sika deer in Germany
- HOMOLKA, M., HEROLDOVA, M., 2003. Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*
- Z. ZOMBORSZKY, editor. 4th International Deer Biology Congress, June 30–July 4, 1998, Final Program – Abstracts. Pannon Agricultural University, Faculty of Animal Science, Kaposvar, Hungary.
- ANDÉRA M., ČERVENÝ J., 2009: Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla). Národní muzeum, Praha,
- GOODMAN, S. J., N. H. BARTON, G. SWANSON, K. ABERNETHY, and 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*
- MARTIN T., BORKOVCOVÁ M, DVOŘÁK, J.(2007):Endoparazitózy jelena siky (*Cervus nippon nippon*) v lokalitě "Plzeňsko". In Jelen sika v západních Čechách. Kostelec nad Č. lesy: Lesnická práce, 2007, ISBN 978-80-02-01942-8. distrikt
- DVOŘÁK J. (2008):Jelen sika a škody působené na lesních porostech ve vybraných honitbách Plzeňska. *Lesnická Práce*. 2008. ISSN 0322-9254.
- 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 Ecology and Management*
- HUSÁK, F. – WOLF, R. – LOCHMAN, J., Daněk, sika, jelenec, SZN Praha
- BORKOWSKI, J. (2000). Influence of the density of a sika deer population on activity, habitat use, and group size. — *Can. J. Zool.*
- HANNAFORD, J., PINN, E.H. and DIAZ, A., 2006. The Impact of Sika Deer Grazing on the Vegetation and Infauna of Arne Salt-marsh. *Marine Pollution Bulletin*
- TAKATSUKI, S. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biol. Conserv.* (2009)
- IGARASHI, T., TAKATSUKI, S., 2008. Effects of defoliation and digging caused by sika deer on the Oze mires of central Japan. *Biosphere Conservation*
- TSUNEAKI, TAKATSUKI 2009: In sika
- IGOTA, H., M. SAKURAGI, H. UNO, K. KAJI, M. KANEKO, R. AKAMATSU, and K. MAEKAWA. 2004. Seasonal migration pattern of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research*

Kontakt

Zdeněk Macháček^{1,3}, Stanislav Dvořák³, Miloš Ježek^{1,2}

¹ Katedra ochrany lesa a myslivosti, FLD ČZU Praha, ² VÚLHM, v. v. i., ³ VLS, s. p.

MOŽNOSTI ZJIŠŤOVÁNÍ PROSTOROVÉ AKTIVITY SPÁRKATÉ ZVĚŘE A ZPŮSOBY VYHODNOCENÍ ZÍSKANÝCH DAT

Marek Klitsch, Oldřich Holešinský
Správa Národního parku České Švýcarsko

Znalost denních a sezónních přesunů jednotlivých druhů spárkaté zvěře je důležitou součástí celkových vědomostí o biologii daného druhu. Bez znalosti prostorové aktivity daného druhu zvěře lze jen těžko odhadovat vývoj její početnosti vlivem migrace v konkrétní oblasti v průběhu roku, nebo naopak konstatovat celosezónní stálost početních stavů. Výstupy ze studia prostorové aktivity zvěře (zejména velikosti domovských okrsků jednotlivých druhů zvěře) by měly být zohledňovány při vytváření legislativního rámce minimální výměry honiteb.

V současné době jsou aplikovány tři způsoby a jejich vzájemné kombinace na zjištění prostorové aktivity zvěře. Vždy se jedná o sledování vybraných označených jedinců, kteří představují reprezentativní vzorek populace v dané oblasti.

Prvním, nejstarším a zřejmě asi nejrozšířenějším způsobem značení spárkaté zvěře je označení odchycených jedinců ušními známkami. Barevnými, tvarovými a číselnými řadami ušních známek je možné označovat odchycená zvířata podle sezóny, odchytového místa, nebo jimi rozlišovat zvířata podle věku, nebo tělesné kondice. Nutností je označení relativně velkého počtu zvířat z důvodu „aby se nám vrátila alespoň nějaká informace“. Získaná data, přenesená do mapy, se pak sestávají z náhodných pozorování, opakovaných odchytů, nebo případných zástřelů označených jedinců. Z mapy pak vyplyne informace migračních vzdáleností, nebo o stálosti části populace. Dalšími získanými informacemi může být přehled o rozpadu rodinných tlup, o váhovém přírůstku mladých zvířat a o procentu odlovených jedinců z celkového počtu. V Národním parku České Švýcarsko (NPČŠ) bylo ušními známkami označeno 60 kusů divočáků a několik velmi slabých špičáků jelena evropského. Divočáci byly značeny zejména z důvodu zjišťování migrace, špičáci především z důvodu možného sledování tělesného vývoje a vývoje paroží. 45 % ze všech označených divočáků bylo uloveno (skutečně došla hlášení o odlovu). Průměrná vzdálenost místa ulovení od místa označení byla 8 km (interval: 0,5–26,5 km).

Druhou používanou metodou je telemetrické sledování. Představu o prostorové aktivitě, velikosti domovského okrsku nebo případné migraci mimo celoročně obývané území získáme z pozorování označených jedinců a z jednotlivých zaměření. Přesnost je závislá na počtu jednotlivých zaměření. Cena telemetrického obojku je poloviční ve srovnání s obojkem s funkcí GPS. Tato metoda je vhodná pro zvěř s relativně malým domovským okrskem (laně jelena evropského, jelen sika). Metoda je časově značně náročná.

Třetí v poslední době hojně používanou metodou je označení zvířat obojkem, který v nastavených časových intervalech zaznamenává polohu zvířete (obojky GPS). Obojek ukládá jednotlivá poziční data a je schopen data posílat ke zpracování bez nutnosti návštěvy terénu. V současné době je díky vysokému počtu satelitů velmi dobrá „zaměřitelnost“ označeného jedince (počet poloh s nenulovou hodnotou z celkového souboru). Ta přesahuje hodnotu 90 % a to i v geomorfologicky značně členitém terénu, kde je riziko odstínění satelitů značné (např. skalní města v NPČŠ). U GPS obojku je nepřehlédnutelná jeho váha, neboť zaměřování polohy je energeticky značně náročné. GPS obojky jsou obvykle vybaveny dalšími funkcemi – senzorem mortality, senzorem aktivity, senzorem teploty okolí. Senzor aktivity obvykle zaznamenává aktivitu v 5 minutových intervalech. Z těchto hodnot lze vyčíst, kdy a jak často zvíře sledované zvíře odpočívá, přesouvá se na pastevní plochy, nebo je-li vyrušeno a utíká. Při nastavení hodinového intervalu zaměřování polohy a dvouleté životnosti baterie je nasbíráno 17 500 pozičních dat. Data jsou ukládána v tabelární podobě, každé změřené poloze odpovídá jeden řádek, zaznamenány jsou např. datum, čas (UTC), geocentrické souřadnice (ECEF), zeměpisná šířka a zeměpisná délka v systému WGS 84 a ukazatel prostorového rozložení satelitů použitých pro výpočet dané polohy (DOP). Cílem primárního zpracování dat je odvození dat pro GIS (geografický informační systém), jednomu souboru přijatých dat z obojku po zpracování odpovídá jeden soubor bodů, tzv. třída prvků obsahující geoprostorové určení všech změřených poloh pro daný obojek a časový interval. Primární zpracování zahrnuje načtení přijatých dat ve formátu GDF v SW GPS Plus (VECTRONIC Aerospace GmbH) a export dat do formátu DBF, dále převod tabelárních dat na body a jejich transformace do souřadnicového systému S-JTSK v prostředí proprietárního SW

ArcGIS (ESRI). Z volně distribuovaných programů, jež lze rovněž pro tyto primární operace použít, lze zmínit např. SW Janitor (CENIA). Takto zpracovaná data mohou být přímo použita pro zobrazení v GIS nad vybranými topografickými podklady, provádí se vizuální kontrola dat a první interpretace pohybu jedince. Pro detailní analýzu pohybu jedince v členitém terénu oblasti Labských pískovců je využíván podrobný digitální model terénu vytvořený s využitím technologie leteckého laserového skenování. Dále je možné bodová data filtrovat (např. pro výběr dat za vybrané období), či vytvářet animace posloupností polohy v čase. Zjištění domovského okrsku pro konkrétního jedince se provádí s využitím výpočtu tzv. minimálního konvexního polygonu (MCP) z celé bodové třídy prvků. Kvantitativní vyhodnocení ploch domovských okrsků je rovněž provedeno automatizovaně. MCP vypočtené z dat z označených jedinců jelenů evropských v Labských pískovcích byly v intervalu 1590–5454 ha, přičemž rozlohou největší MCP byly zjištěny u jelenů I. věkové třídy. Domovské okrsky laní vyjádřené MCP jsou ve srovnání s jeleny výrazně menší (312–1470 ha).

Kontakt

Ing. Marek Klitsch, e-mail: lesnik.npcs@seznam.cz, Mgr. Oldřich Holešinský, e-mail: o.holesnisky@npcs.cz

Správa Národního parku České Švýcarsko, Pražská 52, 407 76 Krásná Lípa