

STANOVENÍ POČETNOSTI JELENÍ ZVĚŘE V ZÁPADNÍ ČÁSTI KRUŠNÝCH HOR

ESTIMATION OF RED DEER DENSITY IN THE WEST PART OF THE ORE MTS. (CZECH REPUBLIC)

JAN CUKOR^{1,2)} ✉ - FRANTIŠEK HAVRÁNEK¹⁾ - JAN ROHLA²⁾ - KAREL BUKOVJAN¹⁾¹⁾ Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic²⁾ Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic

✉ e-mail: cukor@fld.czu.cz

ABSTRACT

The European territory has undergone significant changes in the last decades in forming and use of landscape, especially from the agricultural perspective. These changes in combination with other factors have caused increase of large ungulate population. The red deer (*Cervus elaphus*) belongs to the species that has been growing in numbers. As for the game management, it is necessary to establish numbers of game in particular area, and that is possible using direct and indirect counting methods. In this paper we assess the progress of deer numbers during the years 2015 and 2016 using fecal pellet group counting method at individual transects in the Blatenský Vrch (BV) and Zlatý Kopec (ZK) hunting districts. In the BV hunting district, there were estimated 9.6 ± 7.6 deer individuals per 100 ha in the year 2015, and 9.7 ± 4.8 deer per 100 ha in 2016. In the ZK the deer numbers were estimated at 7.8 ± 2.9 ind per 100 ha in 2015, and 6.1 ± 5.3 ind per 100 ha in the following year. There were no statistically detectable differences found among the years and hunting districts.

Klíčová slova: počty zvěře; jelen evropský; Krušné hory; škody zvěří

Key words: deer density; red deer; Ore Mts.; game damage

ÚVOD

Globální ekosystémy jsou, ať již přímo či nepřímo, stále více ovlivňovány lidskou činností. Člověk postupně přetváří planetu, a tím mění životní podmínky a prostředí pro další organismy (VITOUSEK et al. 1997). Hlavním důvodem pro tento posun, který se týkal formování a využití krajiny, bylo v předchozích staletích zejména zemědělské hospodaření (ELLIS, RAMANKUTTY 2008; SKALOŠ et al. 2012). V uplynulých 150 letech prodělala zemědělská krajina v Evropě výrazné změny, které se týkaly postupného nárůstu intenzifikace zemědělství a stoupajícího využití půdy (RAMANKUTTY, FOLEY 1999). S těmito obměnami a s rostoucí poptávkou vzrostla zemědělská produkce (LEVERS et al. 2016), změnila se velikost půdních bloků a struktura plodin, které jsou často pěstovány nikoliv jako zdroj obživy, ale jako zdroj energie (SAUERBREI et al. 2014). Tato opatření v moderní zemědělské krajině měla za následek pokles biodiverzity (SAUERBREI et al. 2014; WRZESIEŃ, DENISOW 2016) a snížení početnosti dříve hojných druhů drobné zvěře (LUNDSTRÖM-GILLIÉRON, SCHLAPFER 2003; KUIJPER et al. 2009). Nově vzniklým podmínkám se naproti

tomu dokázaly s úspěchem přizpůsobit populace velkých savců, nárůst početnosti je dokumentován napříč celou Evropou (BLEIER et al. 2012; HAGEN et al. 2014; HEURICH et al. 2015; THULIN et al. 2015; BALTZINGER et al. 2016).

Nárůst populací kopytníků není zapříčiněn pouze změnami prostředí. Jako další důvody jsou často zmiňovány absence přirozených predátorů, tedy velkých šelem, které hrály v redukci populací kopytníků zásadní roli (KUIJPER et al. 2013). Klíčovým nástrojem managementu, regulace distribuce, ale také udržování populací velkých savců se postupem času stal řízený lov zvěře (HOTHORN, MÜLLER 2010; BISCHOF et al. 2012; HEURICH et al. 2015), v některých případech byl management krajiny dokonce podřízen mysliveckým požadavkům (MOSER et al. 2002). Efektivita lovu však silně závisí na vynaloženém loveckém úsilí, místních zákonech a lovecké filozofii. Lov tedy může být i důvodem k přímému zvýšení stavů populací velkých savců. S tímto nárůstem úzce souvisí škody na lesních porostech (HOTHORN, MÜLLER 2010; GERHARDT et al. 2013) a na polních plodinách (BLEIER et al. 2012). Tyto škody jsou způsobovány nejenom domácími druhy zvěře, ale také druhy introdukovanými.

Nebývalých hodnot dosáhla v Evropě populace většiny velkých savců, jedním z druhů s výrazným nárůstem početnosti se stal jelen evropský (*Cervus elaphus*) (FULLER, GILL 2001). Jako příklad může sloužit Fenoskandinávie, ve které se v uplynulých šedesáti letech stal tento druh zvěře dominantním (AUSTRHEIM et al. 2011). Nejpoměrnější populace se však nachází na Britských ostrovech, v současnosti činí až 30 % populace evropské (CLUTTON-BROCK, ALBON 1989). Díky vysokým populacím v Evropě se zvýšil odstřel ve většině zemí o desítky až stovky procent. Výjimkou je Polsko, kde po velkém nárůstu populace následoval pozvolný pokles stavů. K významným navýšením lovu došlo v posledních letech také v Norsku, Maďarsku, Skotsku a ve Francii. Zvýšení odstřelu však přímo neodpovídá nárůstu početnosti. Předpokládá se, že populace zvěře rostou mnohem rychleji, a proto se je nedaří lovem dostatečně redukovat (MILNER et al. 2006).

Narůstající hustota jelena evropského má za následek stoupající negativní vliv na zemědělské hospodaření, ale zejména na lesní porosty (VOSPERNIK 2006; REIMOSER, PUTMAN 2011). Mezi nejvýznamnější poškození patří loupání kůry, přičemž prozatím se nepodařilo dostatečně vysvětlit, z jaké příčiny jsou tyto škody působeny. Jednou z možností, která by loupání kůry mohla objasnit, je relativně vysoký obsah nutričních hodnot (JIANG et al. 2005). V mnoha studiích je dále uváděno, že konzumace kůry má pozitivní vliv na trávení v bachoru (SAINT-ANDRIEUX et al. 2009; ZIDAR 2011). Míra poškození porostů loupáním může být dána nejenom populační hustotou daného druhu zvěře, ale také charakteristikou lesního prostředí (JERINA et al. 2008; BORKOWSKI, UKALSKI 2012). Pokud loupání překročí 90 % obvodu kmene, dochází k odumírání celého stromu (GILL 2006), což však nemusí být jediným ekonomickým problémem. V případě poškození pronikají mnohdy do kmene houbové patogeny, které následně ovlivňují stabilitu porostů a kvalitu dřevní hmoty (VASILIAUSKAS et al. 1996). Mezi strukturální změny působené jelenem evropským patří jednak okus semenáčků, jednak okus terminální a boční (MILLER et al. 1982). Míru poškození okusem mohou ovlivňovat faktory prostředí jako je nadmořská výška, druh vegetace a struktura rostlinných společenstev (MILLER et al. 1982; TAKADA et al. 2002).

Stanovení početnosti volně žijících druhů zvěře, zejména kopytníků, je značně obtížné (PUTMAN et al. 2011). S vývojem moderních technologií jsou stále zkoušena nová řešení, jako například sčítání různých druhů zvěře pomocí termovizních přístrojů (WIGGERS, BECKERMAN 1993; HAROLDSON et al. 2003; MORELLE et al. 2012). Metoda stanovení početnosti zvěře pomocí nalezeného počtu hromádek trusu je však stále jednou z nejpoužívanějších metod, která je využívána po celém světě (JATHANNA et al. 2003; SMART et al. 2004; HEINZE et al. 2011; VALA, ERNST 2011; HERRERO et al. 2013; VALENTE et al. 2014; TORRES et al. 2015). V porovnání s ostatními metodami má nesporné výhody, které spočívají v časové nenáročnosti, absenci technického vybavení a nízkých finančních nákladů. Další výhodou je možnost sčítat zvěř v průběhu celého roku (MARQUES et al. 2001; ACEVEDO et al. 2008; TORRES et al. 2015).

K jednomu z největších střetů mezi stavy spárkaté zvěře a zájmy lesního hospodaření dochází v České republice tradičně v Krušných horách. V roce 2015 byla Výzkumným ústavem lesního hospodářství a myslivosti v Krušných horách zpracována studie, která se v této oblasti zabývala mysliveckým managementem. Stavy jelení zvěře byly v tomto dokumentu modelově stanoveny pomocí zpětného propočtu. Takto stanovená početnost jelení zvěře však vyvolala značný odpor řady uživatelů honiteb v dané oblasti. Předkládaná práce směřuje k dalšímu popisu současného stavu. Klade si za cíl upřesnit výši početnosti jelena evropského ve vybraných honitbách Blatenský Vrch a Zlatý Kopec v západní části Krušných hor. Početnost byla stanovena pomocí metody sčítání hromádek trusu v letech 2015 a 2016, vývoj početnosti populace v těchto dvou letech byl porovnán statistickými metodami.

MATERIÁL A METODIKA

Za účelem stanovení početnosti jelení zvěře byly jako modelové území vybrány dvě honitby (Blatenský Vrch a Zlatý Kopec) v západní části Krušných hor severně od města Horní Blatná. Obě honitby přímo sousedí s Německem. Přesnou lokalizaci zájmového území dokumentuje obr. 1. Z hlediska lesnického hospodaření spadají obě honitby do vlastnictví státního podniku Lesy České republiky, s. p. V honitbě Blatenský Vrch myslivecky hospodaří Lesy České republiky, s. p., honitba Zlatý Kopec je pronajatá. Toto modelové území bylo vybráno v návaznosti na projekt „Populační ekologie jelení zvěře (*Cervus elaphus* L., 1758) v Krušných horách a v Labských pískovcích“, který je řešený Katedrou lesnické zoologie při Technické univerzitě v Drážďanech ve spolupráci se Saskými státními lesy v letech 2016 až 2019. Námí vybraná oblast přímo navazuje na Výzkumnou oblast lesní správy Neudorf (8,631 ha).

Nadmořská výška honitby Blatenský Vrch se pohybuje v rozmezí od přibližně 750 m n. m. (vesnice Potůčky) do 1054 m n. m. (vrchol hory Rýžovna). Nadmořská výška honitby Zlatý Kopec se pohybuje v rozmezí od přibližně 650 m n. m. (údolí Zlatého potoka) do 1004 m n. m. (Tetřeví hora). Průměrná roční teplota širšího zájmového území lesní správy Horní Blatná dosahuje rozpětí od 2,7 °C (Klínovec) po 7 °C (údolí řeky Ohře). Průměrný roční úhrn srážek kolísá od 600 mm v jižní části po 1 200 mm v severní části zájmového území. Průměrná vegetační doba zde trvá 120 až 140 dní. Z hlediska dřevinné skladby vykazuje lesní správa Horní Blatná 85% zastoupení jehličnatých dřevin, a to 76% smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.), 5% borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), ostatní jehličnany jsou zastoupeny 4%. Listnaté dřeviny jsou zastoupeny 15%, ze 4% je zastoupen buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), břiza bradavičnatá (*Betula pendula* Roth) je zastoupena 3%, ostatní listnáče jsou zastoupeny 8% (LČR 2017).

Celková výměra honitby Blatenský Vrch je 4449 ha, z toho činí výměra zemědělské půdy 439 ha, výměra lesní půdy 3916 ha, výměra vodní plochy 17 ha a výměra ostatních pozemků 77 ha. Honitba Zlatý Kopec má celkovou výměru 1613 ha, z toho výměra zemědělské půdy tvoří 31 ha, výměra lesní půdy 1556 ha, vodní plochy se nacházejí na výměře 1 ha a ostatní plochy představují 25 hektarů honitby. Z celkového hlediska je tedy možné obě zájmová území označit za lesní honitby. Základní údaje o jarních kmenových stavech, plánu lovu a o skutečném lovu jelení zvěře ve vybraných honitbách pro roky 2015 a 2016 předkládá tab. 1.

Pro zjištění počtů celkové velikosti populace jelena evropského ve stanovené zájmové oblasti honiteb Blatenský Vrch a Zlatý Kopec byla použita metoda počítání hromádek trusu na pruhových transektech podle MAYLE et al. (1999). Počet jedinců na hektar se vypočítá podle následujícího vzorce:

$$\frac{n_{(ha)}}{n_d * d}$$

kde:

$n_{(ha)}$ = počet hromádek trusu na hektar

n_d = množství hromádek trusu za den

d = průměrný počet dnů rozkladu jedné hromádky trusu.

Pro splnění základních podmínek této metody je potřebné napočítat alespoň 100 hromádek trusu od daného druhu zvěře. Množství trusu jelena evropského bylo stanoveno na 25 hromádek za den, průměrný počet dnů rozkladu jedné hromádky byl uvažován na 365 dnů (MAYLE et al. 1999). Dalším předpokladem pro zajištění objektivitu výsledků početnosti zvěře je vhodné umístění transektů napříč rozdílnými stanovišti (PUTMAN et al. 2011). Zde jsou rozdílná stanoviště reprezentována zejména různým stářím porostů, ve kterých bylo sčítání provedeno. Věk porostů, ve kterých byly umístěny jednotlivé transekty, je uveden v tab. 2.

Tab. 1.

Základní údaje o počtech jelení zvěře ve vybraných honitbách
Basic information about red deer numbers in selected hunting districts

Honitba/ Hunting district	Výměra/ Area	Rok/ Year	JKS	JKS/ 100 ha	Plán lovu/ Hunting plan	Skutečný lov/ Actual hunting
Blatenský Vrch	4449 ha	2015	60	1,3	90	88
		2016	60	1,3	100	95
Zlatý Kopec	1613 ha	2015	18	1,1	44	44
		2016	18	1,1	49	48

Poznámka: JKS jsou vztaženy k 31. 3. daného roku.

Note: JKS mean spring numbers of red deer, which were counted to 31. 3. in a given year.

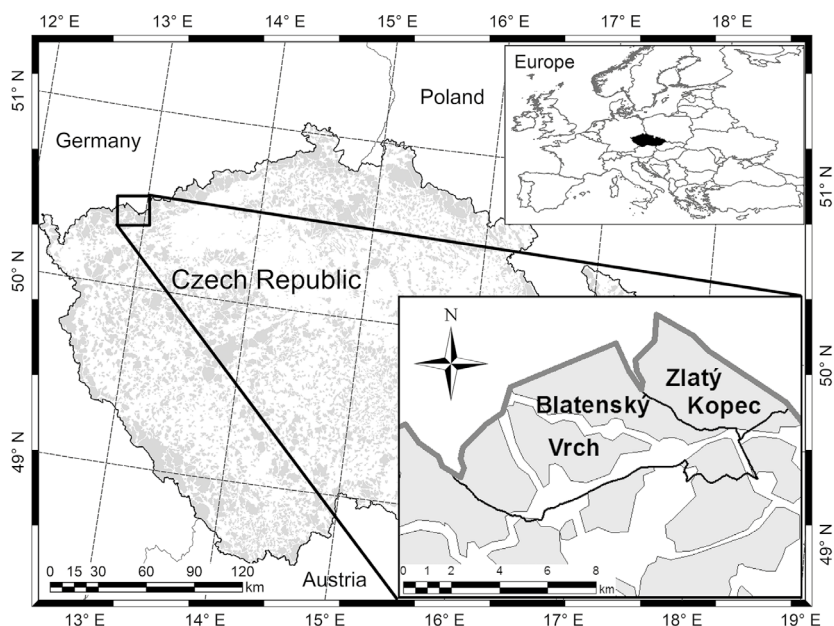
Tab. 2.

Počty jelení zvěře na jednotlivých transektech
Red deer density in individual transects

číslo transektu/transect number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
honitba/hunting district	BV	BV	BV	BV	ZK	BV	BV	ZK	ZK	ZK
věk porostu/age	20	40	110	80	30	20	40	100	30	60
nadm. výška/altitude	985	996	1005	960	995	960	930	820	845	945
počet/100 ha v roce 2015/ number per 100 ha in 2015	17,8	13,4	6,2	10,3	5,5	8,5	5,5	9,8	8,1	4,4
počet/100 ha v roce 2016/ number per 100 ha in 2016	15,3	12,1	9,9	7,7	5,6	14,2	3,3	3,7	15,2	2,2
číslo transektu/number of transect	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
honitba/hunting district	BV	ZK	BV	BV	BV	BV	BV	BV	BV	BV
věk porostu/age	100	70	10	30	10	50	60	20	90	30
nadm. výška/altitude	915	920	910	825	940	840	800	840	910	860
počet/100 ha v roce 2015/ number per 100 ha in 2015	7,4	11,4	31,8	0	12,1	6,6	2,2	7,7	4,2	10,7
počet/100 ha v roce 2016/ number per 100 ha in 2016	11,1	5,4	14,2	5,9	9,8	1,8	7,5	12,2	4,6	17,8

BV – Blatenský Vrch; ZK – Zlatý Kopec.

Note: Age = age of forest, where the single transects were established.



Obr. 1.

Lokalizace honiteb Blatenský Vrch a Zlatý Kopec. Šedá barva znázorňuje plochu lesních porostů na území České republiky

Fig. 1.

Localization of the hunting districts Blatenský Vrch and Zlatý Kopec. Distribution of forests within the Czech Republic is given in grey

Počet hromádek trusu byl v zájmové oblasti počítán na celkem dvaceti náhodně rozmístěných transektech, jeden transekt by měl reprezentovat oblast o přibližné výměře 300 hektarů. Konkrétní transekty byly dlouhé 200 metrů o šíři 1 m, tedy celkem 200 m², zaznamenáván byl počet hromádek trusu jelení zvěře a dále přibližný věk a druhové složení porostu. Transekty byly zaznamenávány do mapy, ze které byla následně podle vrstevnic odečtena nadmořská výška jednotlivých měřených transektů.

Stavy zvěře byly zároveň zjištěny metodou zpětného propočtu. Tato metoda vychází ze stanovení celkového přírůstu na základě výše úlovků, hodnoty jsou brány jako nejvěrohodnější údaje myslivecké statistiky. Přírůst byl definován jako průměrný roční lov všech tříd jelení zvěře za poslední dva roky. Předpokladem využití tohoto postupu je konstantní výše lovu bez výrazných výkyvů, stejně tak jako reálné stavy zvěře v honitbě. Druhým krokem je pak stanovení počtu laní potřebných pro zajištění stanoveného přírůstu jako Přírůst/Koeficient očekávané produkce (KOP stanoven na 0,8 dle vyhlášky č. 491/2002 Sb.). Výpočet celkových stavů zvěře v honitbě pak vychází z teoretického předpokladu optimální struktury populace v kmenovém stavu 40 % jelenů: 40 % laní a 20 % kolouchů. Celkový stav zvěře je vypočten na základě znalosti počtu laní (Přírůst/KOP) a jejich zastoupení v populaci (předpoklad 40 %), tj. počet laní/40 × 100. Na základě níže uvedeného vzorce je tedy možné zpětně zjistit počet samic v honitbě a dopočítat samce a mláďata. Použité podklady potřebné pro výpočet vycházejí z vyhlášky č. 491/2002 Sb.

$$n_f = \frac{n_h}{KOP} * 100$$

kde:

n_f = počet samic v honitbě

n_h = počet ulovených kusů

KOP = koeficient očekávané produkce.

Statistické hodnocení rozdílů vývoje počtů zvěře v jednotlivých honitbách a následné porovnání hodnot zjištěných trusovou metodou v letech 2015 a 2016 bylo zpracováno v software Statistica, verze 12 (StatSoft, Tulsa). Z důvodu nesplnění podmínek normálního rozděle-

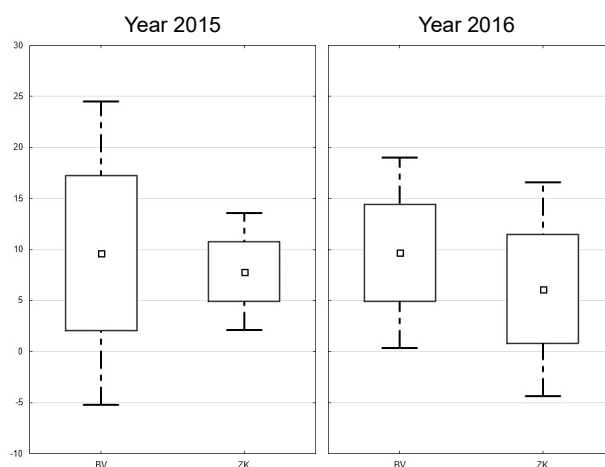
ní byl pro následné porovnání zvolen Kruskalův-Wallisův test. Srovnání počtů zvěře zjištěných metodou počítání hromádek trusu s hodnotami získanými zpětným propočtem a s jarními kmenovými stavy byly hodnoceny analýzou variance. Všechny statistické hypotézy byly testovány na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

VÝSLEDKY

Údaje o počtu zvěře pro jednotlivé měřené transekty předkládá tab. 2. Hustota jelení zvěře je uvedena pro jednotlivé roky 2015 a 2016 v počtech kusů na plochu 100 hektarů. Průměrný počet jelena evropského v honitbě Blatenský Vrch činil v roce 2015 9,6 ks/100 ha ($\pm 7,6$; min 0; max 31,8), v roce 2016 pak 9,7 ks/100 ha ($\pm 4,8$; min 1,8; max 17,8). Průměrné počty jelena evropského v honitbě Zlatý Kopec byly stanoveny v roce 2015 na 7,8 ks/100 ha ($\pm 2,9$; min 4,4; max 11,4), v roce 2016 pak na 6,1 ks/100 ha ($\pm 5,3$; min 2,2; max 15,2). Rozdíly počtu jelení zvěře ve výše popsaných honitbách a v jednotlivých letech nebyly statisticky průkazné (Kruskal-Wallis chi-squared = 2,5143; df = 3; p value = 0,4727).

I přes neprokazatelné statistické hodnocení rozdílů jsou z krabicového grafu patrné nižší stavy početnosti jelení zvěře v honitbě Zlatý Kopec, a to v obou dokumentovaných letech (obr. 2). Počty jelena evropského, které byly stanoveny pomocí metody odvozující tento údaj podle početnosti trusových hromádek, několikanásobně překračují jarní kmenové stavy uvedené v tab. 1. I přes tento fakt nebyl ve sledovaných letech v honitbě Blatenský Vrch splněn plán lovu, v honitbě Zlatý Kopec se plán lovu nepodařilo naplnit jen v roce 2016, a to pouze o jeden kus zvěře.

Statistické srovnání jarních kmenových stavů, stavů odvozených z výpočtů pomocí trusových hromádek a počtů zvěře zjištěných zpětným propočtem ukazuje obr. 3. Údaje jsou uváděny pro celou zájmovou oblast, tedy kumulativně pro honitby Blatenský Vrch a Zlatý Kopec, graf zobrazuje průměr hodnot za roky 2015 a 2016. Výsledky ukázaly statisticky významné rozdíly mezi jarními kmenovými stavy (1,2 ks/100 ha $\pm 0,1$) v porovnání s ostatními vypočtenými hodnotami. Mezi počty zvěře stanovenými metodou zpětných propočtů (7,7 ks/100 ha $\pm 1,5$) a počty stanovenými pomocí přepočtu hromádek trusu (8,3 ks/100 ha $\pm 1,7$) nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly.



Obr. 2.

Krabicové grafy znázorňující vývoj počtů jelení zvěře v honitbách Blatenský Vrch (BV) a Zlatý Kopec (ZK) v letech 2015 a 2016

Box plots displays changes in red deer density in hunting districts Blatenský Vrch (BV) and Zlatý Kopec (ZK) in 2015 and 2016

DISKUSE

Podobné výpočty velikosti populace byly na území Krušných hor publikovány v honitbách Jelení hora a Černý potok (Lesní správa Kláštec, 15 km vzdušnou čarou od zájmového území popisovaného v této práci). V těchto honitbách bylo provedeno srovnání dvou metod založených na sčítání hromádek trusu, počty jelení zvěře byly stanoveny metodou čištěných ploch a dále metodou bez čištěných transektů, stejně jako při našem sčítání. Standardní metoda bez čištění transektu ukázala v honitbě Jelení hora 24 ± 23 ks jelení zvěře/100 ha, v honitbě Černý potok pak 8 ± 5 ks/100 ha. Pomocí metody čištěných transektů byly stavy jelení zvěře v dané oblasti stanoveny na 105 ± 88 ks/100 ha v honitbě Černý potok a na 77 ± 50 ks/100 ha v honitbě Jelení hora (VALA, ERNST 2011). Výsledné hodnoty početnosti jelena evropského bez čištění transektu jsou tedy rámcově srovnatelné s našimi výsledky, naopak hodnoty vypočtené na čištěných transektech jsou pravděpodobně nadhodnocené. Tuto metodu je vhodné používat v lokalitách s vysokou hustotou daného druhu zvěře, která je větší než 30 ks/100 ha (MAYLE et al. 1999).

Počty zvěře zjištěné metodou sčítání hromádek trusu je možné srovnat také s ostatními státy Evropy, ve kterých byla tato metoda použita. Hodnoty na sčítaných lokalitách byly ve srovnání s námi zjištěnými údaji často řádově větší. Příkladem je sčítání ve Španělsku ($19,51 \pm 3,19$ ks/100 ha; ACEVEDO et al. 2008) nebo ve Velké Británii ($14,5 \pm 11,25$ ks/100 ha; SMART et al. 2004). Naproti tomu v Portugalsku byla populace jelenů stanovována ve dvou lokalitách, ve kterých byla početnost jelena evropského v porovnání s námi zjištěnými hodnotami menší ($5,81$ ks/100 ha v lokalitě Lombard National Hunting Area, $1,34$ ks/100 ha v lokalitě Serra de Montesinho; TORRES et al. 2015).

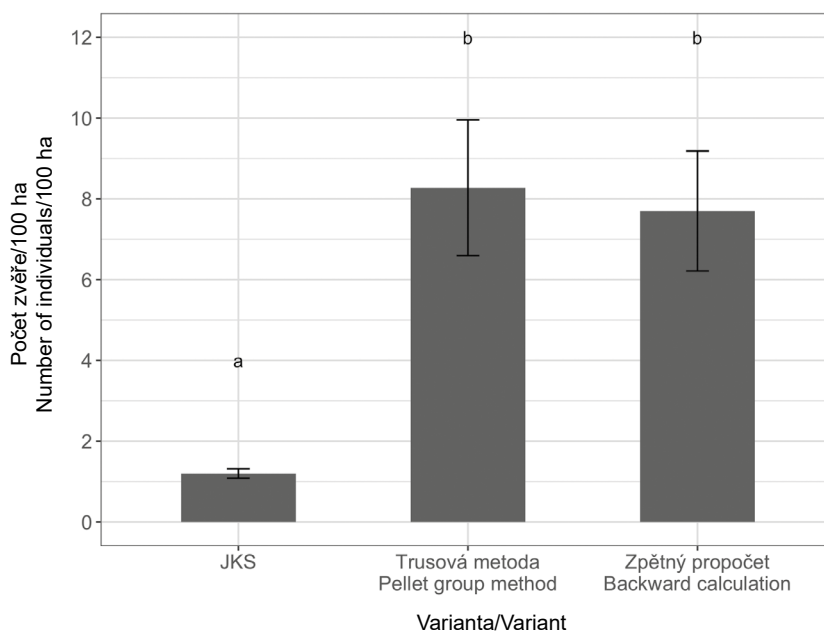
Určení stavů vysoké zvěře, která je často popisována jako významný škůdce v lesních porostech (HEINZE et al. 2011; VACEK Z. et al. 2013, 2014; VACEK S. et al. 2015; AMBROŽ et al. 2015; VACEK Z. 2017), je jedním z nejdůležitějších pilířů mysliveckého managementu (BUCKLAND et al. 1996). Na základě těchto údajů je možné připravit odpovídající strategie řízení populací (DOERR et al. 2001), čímž lze snížit negativní

dopad kopytníků nejenom na lesní porosty, ale také na další rostliny, který bývá způsoben neadekvátní populační hustotou (HEINZE et al. 2011). Negativní vliv jelenovitých může být následně umocněn dalšími faktory, jako je zvýšená sněhová pokrývka, kvalita stanoviště, způsob pěstování lesa a případně druhové složení lesních porostů (GILL 1992). Samotný management spárkaté zvěře je pak vhodné realizovat na co největší výměře daného areálu, základem by měla být znalost velikostí domovských okrsků daného druhu zvěře (PUTMAN et al. 2011).

Riziko výraznějšího poškození lesních porostů typickými negativními projevy jelena evropského, tedy okus, ohryz a loupání, bývá označováno za nižší při hustotě jelenovitých do 5 kusů zvěře na 100 hektarů. Se zvyšující se hustotou riziko poškození porostů stoupá (MAYLE et al. 1999). V případě údajů získaných v honitbách Blatenský Vrch ($9,6 \pm 7,6$ ks/100 ha v roce 2015 a $9,7 \pm 4,8$ ks/100 ha v roce 2016) a Zlatý Kopec ($7,8 \pm 2,9$ ks/100 ha v roce 2015 a $6,1 \pm 5,3$ ks/100 ha v roce 2016) by se tedy dalo hovořit o zvýšeném riziku poškození lesních porostů. Výrazné poškození lesních porostů v rámci celé České republiky dokumentuje Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL). Statistiky této instituce udávají ovlivnění zvěří u celkem 42 % jedinců v porostech I. věkové třídy (inventarizace dostupná pro rok 2010). Se stoupajícím věkem porostu vykazované poškození postupně klesá (ÚHÚL 2017). S takto výrazným poškozením lesních porostů přímo souvisí stoupající úlovy jelení zvěře. Ze srovnání dostupných dat úlovků jelena evropského v posledních dvaceti letech, tedy v roce 1995 (16 873 ks za celou ČR) a v roce 2015 (23 978 ks za celou ČR), je možné v tomto období konstatovat nárůst na 180 % ze vstupní hodnoty. Podobná situace je popisována pro naprostou většinu kopytníků (ČSÚ 2017).

ZÁVĚR

Výsledky předkládané práce dokumentují vývoj stavů jelení zvěře v zájmovém území západní části Krušných hor. Stanovené hodnoty popisují vývoj početnosti jelena evropského v letech 2015–2016, kdy nedošlo ve vybraných honitbách ke statisticky prokazatelným rozdí-



Obr. 3.

Počty zvěře stanovené různými metodami v období 2015 až 2016

Fig. 3.

Number of red deer individuals determined by different methods in the period of 2015–2016

lům ve zjištěných počtech zvěře. Stanovení počtů jelena evropského dává rámcovou představu o reálném stavu a tyto údaje by měly dále sloužit jako podklad pro myslivecký management. Mezi stanovením počtů zvěře, vycházejícího z počtu trusových hromádek, a počtů stanovených ze zpětných propočtů nebyly za celou oblast zjištěny statisticky významné rozdíly.

Zjištěná početnost byla vždy vyšší než 5 kusů jelena evropského na plochu 100 hektarů, což odpovídá zvýšenému riziku vzniku škod zvěří na lesních porostech. S tímto stavem korespondují také výsledky inventarizace škod zvěří na lese. Tyto statistiky jsou zpracovávány Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů, který popisuje škody zvěří jako závažný problém lesního hospodářství. Přesto, že v uvedené práci byly monitorovány pouze dvě honitby o celkové výměře 6062 ha, je nutno konstatovat, že získaná data charakterizují podstatně větší území v závislosti na velikosti domovských okrsků a migracích jelení zvěře. Tyto souvislosti by měly být brány v úvahu při plánování mysliveckého managementu, který by měl ideálně zahrnovat území přesahující hranice jednotlivých honiteb.

Poděkování:

Príspevek vznikl v rámci poradenské činnosti poskytované Ministerstvem zemědělství České republiky.

LITERATURA

- ACEVEDO P., RUIZ-FONS F., VICENTE J., REYS-GARCÍA A.R., ALZAGA V., GORTÁZAR C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 276 (1): 37–47.
- AMBROŽ R., VACEK S., VACEK Z., KRÁL J., ŠTEFANČÍK I. 2015. Current and simulated structure, growth parameters and regeneration of beech forests with different game management in the Lány Game Enclosure. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 61 (2): 78–88.
- AUSTRHEIM G., SOLBERG E.J., MYSTERUD A. 2011. Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949–1999: has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology*, 17 (3): 286–298.
- BALTZINGER M., MÅRELL A., ARCHAUX F., PÉROT T., LETERME F., DECONCHAT M. 2016. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic and Applied Ecology*, 17 (6): 552–563.
- BISCHOF R., NILSEN E.B., BRØSETH H., MÄNNIL P., OZOLIŅŠ J., LINNELL J.D.C. 2012. Implementation uncertainty when using recreational hunting to manage carnivores. *Journal of Applied Ecology*, 49 (4): 824–832.
- BLEIER N., LEHOCZKI R., ÚJVÁRY D., SZEMETHY L., CSÁNYI S. 2012. Relationship between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica*, 57 (4): 351–359.
- BORKOWSKI J., UKALSKI K. 2012. Bark stripping by red deer in a post disturbance area: the importance of security cover. *Forest Ecology and Management*, 263: 17–23.
- BUCKLAND T.S., AHMADI S., STAINES B.W., GORDON I.J., YOUNGSON R.W. 1996. Estimating the minimum population size that allows a given annual number of mature red deer stags to be culled sustainably. *Journal of Applied Ecology*, 33 (1): 118–130.
- CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D. 1989. *Red deer in the Highlands*. Oxford, BSP Professional: 260 s.
- ČSÚ. 2017. Základní údaje o honitbách, stavu a lovu zvěře [online]. Praha, Český statistický úřad [cit. 2017-07-14]. Dostupné na/ Available on: <https://www.czso.cz/csu/czso/zakladni-udaje-o-honitbach-stavu-a-lovu-zvere-2015>
- DOERR M.L., MCANINCH J.B., WIGGERS E.P. 2001. Comparison of four methods to reduce white tailed deer abundance in an urban community. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 1105–1113.
- ELLIS E.C., RAMANKUTTY N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6 (10): 439–447.
- FULLER R.J., GILL R.M.A. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74 (3): 193–199.
- GERHARDT P., ARNOLD J.M., HACKLANDER K., HOCHBICHLER E. 2013. Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management*, 310: 173–186. DOI: 0.1016/j.foreco.2013.08.030
- GILL R.M.A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forest: 1. Deer. *Forestry*, 65 (2): 145–169.
- GILL R.M.A. 2006. The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. In: Kjell, D. et al. (eds): *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge, Cambridge University Press: 170–193.
- HAGEN R., HEURICH M., KRÖSCHEL M., HERDTFELDER M. 2014. Synchrony in hunting bags: Reaction on climatic and human induced changes? *Science of the Total Environment*, 468–469: 140–146. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.022
- HAROLDSON B.S., WIGGERS E.P., BERINGER J., HANSEN L.P., MCANINCH J.B. 2003. Evaluation of aerial thermal imaging for detecting white-tailed deer in a deciduous forest environment. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (4): 1188–1197.
- HEINZE E., BOCH S., FISCHER M., HASSENMÖLLER D., KLENK B., MÜLLER J., PRATI D., SCHULZE E.-D., SELLE C., SOCHER S., HALLE S. 2011. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management*, 261: 288–296.
- HERRERO J., TORRES R.T., PRADA C., GARCÍA-SERRANO A., GIMENEZ-ANAYA A., FERNÁNDEZ-ARBERAS O. 2013. Sustainable monitoring of roe deer in public hunting areas in the Spanish Pyrenees. *Forest Systems*, 22 (3): 456–462.
- HEURICH M., BRAND T.T.G., KAANDORP M.Y., SUSTR P., MULLER J., REINEKING B. 2015. Country, cover and protection: what shapes the distribution of red deer and roe deer in the Bohemian Forest ecosystem? *PloS One*, 10 (3): 1–17.
- HOTHORN T., MÜLLER J. 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management*, 260: 1416–1423.
- JATHANNA D., KARANTH K.U., JOHNSINGH A.J.T. 2003. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology*, 261 (3): 285–290. DOI: 10.1017/S0952836903004278
- JERINA K., DAJČMAN M., ADAMIČ M. 2008. Red deer (*Cervus elaphus*) bark stripping on spruce with regard to spatial distribution of supplemental feeding places. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 86: 33–43.
- JIANG Z., UEDA H., KITAHARA M., IMAKI H. 2005. Bark stripping by sika deer on veitch fir related to stand age, bark nutrition, and season in northern Mount Fuji district, central Japan. *Journal of Forest Research*, 10 (5): 359–365. DOI: 10.1007/s10310-005-0155-x
- KUIJPER D.P.J., OOSTERVELD E., WYMENGA E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (5): 455–463. DOI: 10.1007/s10344-009-0311-2
- KUIJPER D.P.J., DE KLEINE C., CHURSKI M., VAN HOOFT P., BUBNICKI J., JĘDRZEJSKA B. 2013. Landscape of fear in Europe: wolves affect

- spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36 (12): 1263–1275.
- LČR. 2017. Charakteristika lesní správy Horní Blatná [online]. Lesy ČR, LS Horní Blatná [cit. 2017-07-05]. Dostupné na/Available on: <https://ls230.lesy.cz/charakteristika-lesni-spravy-horni-blatna/>
- LEVERS C., BUTSIC V., VERBURG P.H., MULLER D., KUEMMERLE T. 2016. Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy*, 58: 380–393.
- LUNDSTRÖM-GILLIÉRON C., SCHLAPFER R. 2003. Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecological Modelling*, 168 (3): 283–301.
- MARQUES F.F.C., BUCKLAND S.T., GOFFIN D., DIXON C.E., BORCHERS D.L., MAYLE B.A., PEASE A.J. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 38 (2): 349–363.
- MAYLE B.A., PEASE A.J., GILL M.A. 1999. How many deer? A field guide to estimating deer population size. Edinburgh, Forestry Commission: 96 s. Feld book, 18.
- MILLER G.R., KINNAIRD J.W., CUMMINS R.P. 1982. Liability of saplings to browsing on a red deer range in the Scottish Highlands. *Journal of Applied Ecology*, 19 (3): 941–951.
- MILNER J.M., BONENFANT C., MYSTERUD A., GAILLARD J.M., CSANYI S., STENSETH N.C. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43 (4): 721–734.
- MORELLE K., BOUCHE P., LEHAIRE F., LEEMAN V., LEJUNE P. 2012. Game species monitoring using road-based distance sampling in association with thermal imagers: a covariate analysis. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35 (2): 253–265.
- MOSER W.K., JACKSON S.M., PODRAZSKY V., LARSEN D.K. 2002. Examination of stand structure on quail plantations in the Red Hills region of Georgia and Florida managed by the Stoddard-Neel system: an example for forest managers. *Forestry*, 75 (4): 443–449.
- PUTMAN R., WATSON P., LANGBEIN J. 2011. Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: a review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review*, 41 (3): 197–219.
- RAMANKUTTY N., FOLEY J.A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13 (4): 997–1027.
- REIMOSER F., PUTMAN R.J. 2011. Impact of large ungulates on agriculture, forestry and conservation habitats in Europe. In: Putman, R.J., Apollonio, M., Andersen, R.: *Ungulate management in Europe: problems and practices*. Cambridge, Cambridge University Press: 398 s.
- SAINT-ANDRIEU C., BONENFANT C., TOÏGO C., BASTILLE M., KLEIN F. 2009. Factors affecting beech *Fagus sylvatica* bark stripping by red deer *Cervus elaphus* in a mixed forest. *Wildlife Biology*, 15 (2): 187–196.
- SAUERBREI R., EKSCHMITT K., WOLTERS V., GOTTSCHALK T. 2014. Increased energy maize production reduces farmland bird diversity. *Global Change Biology Bioenergy*, 6 (3): 265–274.
- SKALOŠ J., ENGSTOVA B., TRPAKOVA I., SANTRUCKOVA M., PODRÁZSKÝ V. 2012. Long-term changes in forest cover 1780–2007 in central Bohemia, Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 131 (3): 871–884.
- SMART J.C., WARD A.I., WHITE P.C. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review*, 34 (1–2): 99–114.
- TAKADA M., ASADA M., MIYASHITA T. 2002. Cross-habitat foraging by sika deer influences plant community structure in a forest-grassland landscape. *Oecologia*, 133 (3): 389–394.
- THULIN C.G., MALMSTEN J., ERICSSON G. 2015. Opportunities and challenges with growing wildlife populations and zoonotic diseases in Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 61 (5): 649–656.
- TORRES R.T., VALENTE A.M., MARQUES T.A., FONSECA C. 2015. Estimating red deer abundance using the pellet-based distance sampling method. *Journal of Forest Science*, 61 (10): 422–430.
- ŮHŮL. 2017. Inventarizace škod zvěří na lesním hospodářství České republiky [online]. Ústav pro hospodářskou úpravu lesa [cit. 2017-06-28]. Dostupné na/Available on: <http://www.uhul.cz/mapy-a-data/362-portal-myslivosti/data-o-myslivosti/>
- VACEK S., BULUŠEK D., VACEK Z., BÍLEK L., SCHWARZ O., SIMON J., ŠTÍCHA V. 2015. The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Science*, 132 (2): 81–102.
- VACEK Z., VACEK S., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., BÍLEK L. 2013. Struktura a modelový vývoj lesních porostů v NPR Trčkov – CHKO Orlické hory, Česká Republika. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 59 (4): 248–263.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., REMEŠ J., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. 2014. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické Hory Mountains, case study from Central Sudetes. *Forests*, 5 (11): 2929–2946.
- VACEK Z. 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate damage. *Central European Forestry Journal*, 63 (1): 23–34.
- VALA Z., ERNST M. 2011. Red deer density in the air-polluted area of forest ecosystems in the Krušné hory Mts. – Klášterec nad Ohří Forest District. *Journal of Forest Science*, 57 (2): 59–63.
- VALENTE A.M., FONSECA C., MARQUES T.A., SANTOS J.P., RODRIGUES R., TORRES R.T. 2014. Living on the edge: roe deer (*Capreolus capreolus*) density in the margins of its geographical range. *PLoS ONE*, 9 (2): 88459. DOI: 10.1371/journal.pone.0088459
- VASILIAUSKAS R., STENLID J., JOHANSSON M. 1996. Fungi in bark peeling wounds of *Picea abies* in central Sweden. *Forest Pathology*, 26 (6): 285–296.
- VITOUSEK P.M., MOONEY H.A., LUBCHENCO J., MELILLO J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–499.
- VOSPERNIK S. 2006. Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica*, 40 (4): 589–601.
- Vyhlaška č. 491/2002 Sb., o způsobu stanovení minimálních a normovaných stavů zvěře a o zařazování honiteb nebo jejich částí do jakostních tříd. § 4: Požadovaný poměr pohlaví, věková skladba a koeficient očekávané produkce spárkaté zvěře. Sběrka zákonů, částka 171/2002. Dostupné na/Available on: <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100051691.html>
- WIGGERS E.P., BECKERMAN S.F. 1993. Use of thermal infrared sensing to survey white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 21 (3): 263–268.
- WRZESIEŃ M., DENISOW B. 2016. The effect of agricultural landscape type on field margin flora in south eastern Poland. *Acta Botanica Croatica*, 72 (2): 217–225.
- ZIDAR J. 2011. Factors affecting bark-stripping by red deer (*Cervus elaphus*) – the importance of landscape structure and forage availability. Master Thesis in Wildlife Ecology. Swedish University of Agricultural Sciences. Grimsö, Wildlife Research Station: 28 s. Dostupné na/Available on: https://stud.epsilon.slu.se/2220/1/zidar_j_110131.pdf

ESTIMATION OF RED DEER DENSITY IN THE WEST PART OF THE ORE MTS. (CZECH REPUBLIC)

SUMMARY

In the last decades, there have been significant changes in the European landscape, mostly increased intensification of agriculture and rise in intensity use of land. With these changes and increasing demand there has been growth in agricultural production. Different species living in open landscape reacted to these changes with various population dynamics. Vast majority of small game species declined in numbers, however most big mammals (ungulates) populations are on the rise. Among those species is the red deer (*Cervus elaphus*) and with increasing numbers, there is also increased impact of deer on forest ecosystems.

These changes in red deer numbers should be followed by reaction in deer management, which is based upon relatively accurate assessment of individual species game numbers. Game numbers can be for example established by fecal pellet group counting method, which was used in our experiment. Assessed numbers were then compared to numbers obtained by backward calculation method and with JKS numbers.

Game densities were assessed in hunting districts Blatenský Vrch (BV) and Zlatý Kopec (ZK) in western part of the Ore Mts. (Fig. 1.). The fecal pellet group counting method on strip transects according to MAYLE et al. (1999) was used to assess numbers of red deer in the areas of focus. The transects were one meter wide and 200 meters long, so each transect covered area of 200 m². Data about individual transects are documented in Tab. 2. Obtained data were then compared to the red deer numbers assessed by backward counting method. This method counts game numbers by assessing the overall increase based on the numbers of shot deer. Statistical evaluation of differences of game numbers gathered by pellet group counting method in the years 2015 and 2016 was conducted with the software Statistica, version 12 (StatSoft, Tulsa) using Kruskal-Wallis test. Comparison of game numbers established by fecal pellet group counting with numbers gathered by backward counting method and JKS was processed using analysis of variance.

Average number of red deer in the Blatenský Vrch hunting district established by the pellet group counting method were 9.6 indd per 100 ha (± 7.6 ; min 0; max 31.8) in 2015, and 9.7 indd per 100 ha (± 4.8 ; min 1.8; max 17.8) in 2016. The average number of red deer in the Zlatý Kopec hunting district was assessed to be 7.8 indd per 100 ha (± 2.9 ; min 4.4; max 11.4) in 2015, and 6.1 indd per 100 ha (± 5.3 ; min 2.2; max 15.2) in 2016. Comparison can be found in Fig. 2. Between the hunting districts and the individual years there were no statistically significant differences. Numbers of deer gathered by pellet group counting method were then compared to data gathered by backward counting method and JKS. These numbers were then summed up for the whole interest area for the years 2015 and 2016. Statistically significant differences and the complete numbers of deer can be found in Fig. 3.

Similar assessment of deer numbers was conducted in two other places in the Ore Mts., in hunting districts Jelení hora and Černý potok, about 15 km far from our area of interest. Comparable method was used to count pellet groups on established transects, and the number of red deer in Jelení hora was assessed at 24 ± 23 indd per 100 ha, and 8 ± 5 indd per 100 ha in Černý potok. The resulting numbers in the given area are generally comparable with our results. The risk of significant damage to forests with typical negative effects of red deer is established to be lower with deer density up to 5 indd per hectare. With increasing deer density, there is a higher risk of forest damage.

Assessed numbers give general idea about real quantity of red deer in the area. This data should be used as a base for planning of hunting management. Although only two hunting districts (altogether 6,062 ha) were monitored, it is important to state that gathered data characterize much larger area based on home range and migration of red deer.

Zasláno/Received: 02. 08. 2017

Přijato do tisku/Accepted: 06. 11. 2017