Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie

Změny v časoprostorovém chování laní jelena evropského po návratu vlka obecného

Bakalářská práce

Autor: Vojtěch Velíšek

Vedoucí práce: Ing. Miloš Ježek, Ph.D.

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Vojtěch Velíšek

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Změny v časoprostorovém chování laní jelena evropského po návratu vlka obecného

Název anglicky

Spatio-temporal changes in behaviour of red deer females after grey wolf return

---

Cíle práce

Cílem práce je vyhodnotit změny v chování samic jelena evropského v období před a po návratu vlka obecného a definovat změněné vzorce chování zvěře v Doupovských horách.

Metodika

První částí práce bude zpracování literární rešerše na téma vliv přítomnosti velkých predátorů na prostorové chování jelena evropského a ostatních druhů zvěře. Druhá část práce bude spočívat v porovnání prostorové aktivity jelena evropského sledovaného pomocí GPS obojků v době přítomnosti/nepřítomnosti vlků. K analýzám budou použity dosud získaná data z telemetrie jelena evropského v letech 2016 až 2021. Prostorové chování jelena evropského bude hodnoceno pomocí kalkulace denní ušlé vzdálenosti, velikosti denních/týdenních/měsíčních území, které zvíře využívá (metoda KDE, MCP: 100%, 95%, 75%, 50%). Habitatové preference na základě lesnických dat a dat o výšce porostů. Data následně budou rozdělena do období během/bez přítomnosti vlků. Analýzy proběhnou v programech GIS.

Harmonogram práce (níže jsou uvedeny dílčí cíle, do konce uvedeného období je student povinen předložit zpracovanou dílčí část školiteli):

1. leden 2021 – květen 2021: terénní práce (translokace označených jedinců)
2. květen 2021 – červen 2021: zpracování a odevzdání literární rešerše
3. červenec 2021 – říjen 2021: analýza dat
4. listopad 2021 – prosinec 2021: sestavení výsledků práce a zpracování diskuze
5. leden 2022: sestavení kompilátu finální verze práce a její odevzdání

Doporučený rozsah práce

30-40 stran A4

Klíčová slova

jelen evropský; vlk obecný; prostorová aktivita

Doporučené zdroje informací

Bojarska, Katarzyna, et al. ”Winter severity and anthropogenic factors affect spatial behaviour of red deer in the Carpathians.” Mammal Research 65.4 (2020): 815-823.

Gicquel, Morgane, et al. ”Does recolonization of wolves affect moose browsing damage on young Scots pine?.” Forest Ecology and Management 473 (2020): 118298.

Churski, Marcin, et al. ”How do forest management and wolf space-use affect diet composition of the wolf’s main prey, the red deer versus a non-prey species, the European bison?.” Forest Ecology and Management 479 (2021): 118620.

Nikula, Ari, et al. ”Modelling the effect of moose Alces alces population density and regional forest structure on the amount of damage in forest seedling stands.” Pest Management Science 77.2 (2021): 620-627.

Roder, Stefanie, et al. ”Deer density drives habitat use of establishing wolves in the Western European Alps.” Journal of Applied Ecology 57.5 (2020): 995-1008.

Spong, Göran, et al. ”Large-scale spatial variation of chronic stress signals in moose.” Plos one 15.1 (2020): e0225990.

Wikenros, Camilla, et al. ”Impact of a recolonizing, cross-border carnivore population on ungulate harvest in Scandinavia.” Scientific Reports 10.1 (2020): 1-11.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Miloš Ježek, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra myslivosti a lesnické zoologie

Elektronicky schváleno dne 5. 10. 2021

doc. Ing. Vlastimil Hart, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 2. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 27. 03. 2022

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Změny v časoprostorovém chování laní jelena evropského po návratu vlka obecného.“ vypracoval samostatně pod vedením Ing. Miloše Ježka, Ph.D. a použil jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědom, že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 11/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Kojetíně dne 8. dubna 2022 …….

Vojtěch Velíšek

Poděkování:

Upřímně bych rád poděkoval vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Milošovi Ježkovi, Ph.D. za jeho velmi odborné vedení, cenné rady, vstřícnost po celou dobu získávání dat a psaní mé práce. Dále musím poděkovat především své rodině, která mě podporovala po celou dobu studia, a ještě větší mírou po dobu psaní mé bakalářské práce.

Abstrakt

Bakalářská práce je zaměřená na změny v časoprostorovém chování laní jelena evropského (*Cervus elaphus*) po návratu vlka obecného (*Canis lupus*). Studie probíhala v Doupovských horách, které se nacházejí na severozápadě České republiky. Jejím cílem bylo zjistit, jak se výskyt vlka obecného projeví na velikosti daných domovských okrsků. Data byla získávána z GPS obojků od 28 různých jedinců v měsících květen až listopad v letech 2018, 2019 a 2020. Od jedinců byly získány desítky tisíc pozičních údajů, které byly analyzovány v programu Statistica pomocí jednofaktorové Anovy a Tukeyho post-hoc testu. Zpracovaná data ukázala výraznou změnu velikosti v denních a týdenních domovských okrscích i v ušlé denní vzdálenosti. V září a říjnu se tento trend nepotvrdil. Nejvýraznější změny byly zaznamenány v srpnu, kde se denní domovský okrsek zvětšil více jak dvakrát, a to na 0,58 km^2. Změny velikosti měsíčních domovských okrsků nebyly výrazné. Výsledky bakalářské práce poskytly nové informace o chování kořisti při návratu predátorů. Tyto informace by mohly být důležité pro budoucí pochopení těchto vztahů či další studie.

Klíčová slova: jelen evropský, vlk obecný, prostorová aktivita

Abstract

The bachelor thesis is focused on the spatiotemporal changes in the behaviour of female red deer (*Cervus elaphus*) after grey wolf (*Canis lupus*) return. The study took place in the Doupov Mountains, which are situated in the northwest of the Czech Republic. The aim of the study was to determine how the presence of the common wolf affects the size of the red deer home ranges. Data were collected from the GPS telemetry of 28 different individuals during the May to November in the years 2018, 2019 and 2020. The tens thousands positional data were obtained from individuals and analysed in Statistica with using a one-factor Anova and Tukey post-hoc test. The processed data showed a significant change in the magnitude of daily and weekly home ranges as well as in daily step length. This trend was not confirmed during the months September and October. The most significant changes were observed during the August, where the daily home range were increased two-times more up to 0.58 km^2. The changes in the size of the monthly home ranges were not significant. The results of the bachelor thesis have provided new information on prey behaviour when predators return. This information could be very important for future understanding of these relationships or further studies.

Key words: red deer, grey wolf, spatial activity

Obsah

1 Úvod ... 11

2 Cíl práce ... 13

3 Literární přehled ... 14

3.1 Vlk obecný ... 14

3.1.1 Historie a rozšíření vlka obecného ... 14

3.1.2 Časoprostorová aktivita vlka obecného ... 17

3.1.3 Domovský okrsek vlka obecného ... 18

3.1.4 Potrava vlka obecného ... 19

3.2 Jelen evropský ... 20

3.2.1 Historie a rozšíření jelena evropského ... 20

3.2.2 Domovský okrsek jelena evropského ... 22

3.2.3 Potrava jelena evropského ... 24

3.3 Vliv vlka obecného na jelena evropského ... 25

3.4 Legislativa a ochrana ... 27

3.4.1 Vlk obecný ... 27

3.4.2 Jelen evropský ... 28

4 Metodika ... 29

4.1 Oblast studie a sběru dat ... 29

4.2 Označení sledovaných jedinců a sběr dat ... 29

4.3 GPS technologie ... 30

4.4 Stanovení velikosti domovského okrsku jelena evropského ... 32

4.5 Sledovaní jedinci ... 32

4.6 Vyhodnocení ... 34

5 Výsledky ... 35

5.1 Denní velikost domovských okrsků jelena evropského ... 35

5.1.1 Květen ... 35
5.1.2 Červen ... 37
5.1.3 Červenec ... 38
5.1.4 Srpen ... 39
5.1.5 Září ... 40
5.1.6 Říjen ... 41
5.1.7 Listopad ... 42
5.1.8 Souhrn ... 43
5.2 Velikost týdenních domovských okrsků jelena evropského ... 43
5.3 Velikost měsíčních domovských okrsků jelena evropského ... 45
5.4 Vzdálenost ušlá v hodinovém intervalu ... 47
5.4.1 Denní ... 47
5.4.2 Noční ... 48
5.4.3 Celková ... 49
6 Diskuze ... 51
7 Závěr ... 53
8 Seznam literatury ... 54

Seznam grafů, obrázků a tabulek

Graf 1: Květnové domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020. 35

Graf 2: Červnové denní domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020. 37

Graf 3: Červencové denní domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020. .. 38

Graf 4: Srpnové denní okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020. 39

Graf 5: Zářijové denní domovské okrsky MCP 100 z let 2018 až 2020. 40

Graf 6: Říjnové domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020. 41

Graf 7: Listopadové domovské okrsky MCP 100 mezi lety 2018 až 2020. 42

Graf 8: Znázornění velikosti týdenních domovských okrsků MCP 100 (v km^2) v letech 2018 až 2020. 44

Graf 9: Velikost týdenních domovských okrsků MCP 100 (v km^2) porovnaná dle měsíců v letech 2018, 2019 a 2020. 45

Graf 10: Velikost měsíčních domovských okrsků MCP 100 v letech 2018 až 2020, kde čísla na ose x znázorňují kalendářní měsíce. 47

Graf 11: Ušlá denní vzdálenost (v metrech) v hodinovém intervalu dle měsíců v letech 2018 až 2020. 48

Graf 12: Ušlá vzdálenost přes noc (v metrech) v hodinovém intervalu dle měsíců v letech 2018 až 2020. 49

Graf 13: Ušlá vzdálenost za celý den (v metrech) v hodinových intervalech dle měsíců v letech 2018 až 2020. 50

Obrázek 1: Rozšíření vlků obecných (Canis lupus) a směry toku genů v Evropě. 15

Obrázek 2: Výskyt vlka obecného (Canis lupus) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016. 16

Obrázek 3: Míra výskytu velkých šelem v mysliveckých honitbách (Lososová et al., 2021). 16

Obrázek 4: Časové (černé pruhy) a prostorové (bílé pruhy) překrývají koeficienty mezi vlkem a ostatními druhy (srnec obecný, jelen evropský, prase divoké, liška obecná, jezevec obecný, kočka divoká, vydra říční, zajíc polní a hospodářská

zvířata) jsou zobrazeny intervaly spolehlivosti (95 %) pro časové překrytí (Mori et al., 2020). 18

Tabulka 1: Počty jedinců podle místa označení. 30

Tabulka 2: Počty sledovaných jedinců dle let. 32

Tabulka 3: Přehled údajů o jednotlivých jedincích jelena evropského. 33

Tabulka 4: Přehled statistických parametrů vygenerovaných jednofaktorovou Anovou z programu Statistica pro denní květnový domovský okrsek (MCP 100) v letech 2018 až 2020. Červeně zbarvené hodnoty značí statisticky signifikantní rozdíl. 36

Tabulka 5: Přehled let, ve kterých Tukeyho post-hoc test vygeneroval statisticky významný rozdíl (znázorněno červeně) v květnových denních domovských okrscích MCP 100. 36

Tabulka 6: Velikost květnového denního domovského okrsku MCP 100 se směrodatnou odchylkou, obojí v km^2. 36

Tabulka 7: Statistické hodnoty vygenerované jednofaktorovou Anovou pro měsíc červen znázorňuje statistický rozdíl mezi denními domovskými okrsky (MCP 100) v jednotlivých letech. 37

Tabulka 8: Hodnoty pro denní domovské okrsky MCP 100 v červenci vypočítané Tukeyho post-hoc testem. Červené hodnoty znázorňují statisticky prokazatelné rozdíly dle let. 38

Tabulka 9: Velikosti denních domovských okrsků MCP 100 (km^2) se směrodatnou odchylkou v měsíci srpnu. 39

Tabulka 10: Ukazatele Tukeyho post-hoc testu v zářijových denních domovských okrscích MCP 100 v letech 2018 až 2020. 40

Tabulka 11: Velikosti denních říjnových domovských okrsků MCP 100 v letech 2018 až 2020. 41

Tabulka 12: Znázornění statisticky průkazných rozdílů (červeně zvýrazněno) velikosti denních domovských okrsků MCP 100 dle Tukeyho post-hoc testu v listopadu let 2018 až 2020. 42

Tabulka 13: Jednotlivé velikosti denních domovských okrsků dle měsíců v letech 2018 až 2020 s vylišeným statistickým rozdílem. 43

Tabulka 14: Rozdíl měsíčních srpnových domovských okrsků MCP 100 (znázorněn červeně) v letech 2018 až 2020. 46

Tabulka 15: Jednotlivé velikosti měsíčních domovských okrsků MCP 100 v určitých měsících v letech 2018 až 2020 s vylišeným statistickým rozdílem. 46

1 Úvod

Vlk obecný (*Canis lupus*) je největší psovitou šelmou v Evropě (Červený et al., 2016). Život vlků se odehrává ve smečkách tvořených nejčastěji rodiči s jejich vlčaty (Reinhardt et al., 2015). Dle přírodních podmínek se smečky vlků mohou odlišovat složením či vůdcovskými poměry. Nemusí se jednat pouze o seskupení jedné rodiny, jakožto vlčice s vlkem a jejich vlčaty, ale dochází k výskytu jedinců více rodin a s tím nastává určitá konkurence a neméně podstatná genetická variabilita. Páření neprobíhá s příbuznými jedinci, tomu se děje pouze v krajní nouzi, či při malém počtu jedinců (např. v malých izolovaných populacích), kde nedojde k migraci jedince z jiné smečky (Randi, 2011).

Tento druh je dost citlivý na početní změny své kořisti (Davie et al., 2014). Vlci jsou vnímáni jako hrozba pro lidi, jejich zvířata a obživu. Kvůli tomu jsou ohrožováni odlovem lidmi (Gankhuyag et al., 2021). Jejich funkce pro ekosystém je v současné době pořád velmi důležitá, hlavně ovlivňováním biodiverzity, funkcí ekosystému a struktury populací volně žijících kopytníků (Beschta & Ripple, 2010).

Jelen evropský (*Cervus elaphus*) je v současnosti nejrozšířenější a nejvýznamnější původní druh volně žijící zvěře na Evropském kontinentu i v České republice. Kvůli své významnosti byl různě vypouštěn, intenzivně loven v celém jeho areálu výskytu. Žije na různých stanovištních podmínkách, nejčastěji využívá výskytu v listnatých a jehličnatých lesích, popř. se vyskytuje i na otevřených stanovištích, jako tomu je ve Skotsku (Skog et al., 2009). Svou interakcí nemalou mírou přispívají k poškozování lesů, proto jsou jejich početní stavy lidmi kontrolovány a redukovány. V hodně evropských zemích se z této činnosti stala zábava i obživa (Milner et al., 2006). Vlci jakožto přirozený predátor mají roli škůdce pro lidské zájmy v managementu lovu jelení zvěře.

Konflikt predátorů (hlavně těch velkých, tj. medvěd hnědý, vlk obecný a rys ostrovid) s člověkem je zapříčiněn mezidruhovým soupeřením o potravu. Při zvyšující se populaci dochází k častější konfrontaci s lidmi. V dnešní situaci, kdy se vlk v mnoha evropských zemích znovu začíná rozšiřovat do svých původních

teritorií po útlumu především z 19. a 20. století se ukazuje, jak je pro lidi velmi náročné řešit soužití s vlky (Bisi et al., 2007).

Interakce vlků s hospodářskými zvířaty a divokou zvěří, v našich podmínkách především s jelenem evropským, je velmi žhavá otázka posledních let. Především po jeho velkém populačním rozmachu v posledních 10 letech. Vlivy šelem na kopytníky vyskytující se v lidmi obhospodařované krajině, kteří si na přítomnost predace odvykli, nejsou až tak velmi prozkoumané (Chapron et al., 2014).

2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je zhodnocení vývoje časoprostorové aktivity a změny chování laní jelena evropského (*Cervus elaphus*). Tento výzkum mezi sebou porovnává dvě období. První období je před výskytem vlka obecného (*Canis lupus*) a druhé je po obnovení jeho populace v Doupovských horách, konkrétně ve Vojenském výcvikovém prostoru Hradiště. Tato oblast byla vybrána kvůli celistvému rozlehlému území, malému turistickému ruchu a velkým početním stavům jelení zvěře, ze kterých mohl být vybrán dostatečný počet jedinců pro označení sledovacími zařízeními. Pro zisk dat byli jedinci jelena evropského vybaveni GPS obojky. Výsledky mají posloužit k přiblížení vlivu vrcholového predátora na pohybovou aktivitu kořisti a ty posoudit s jinými studovanými oblastmi.

3 Literární přehled

3.1 Vlk obecný

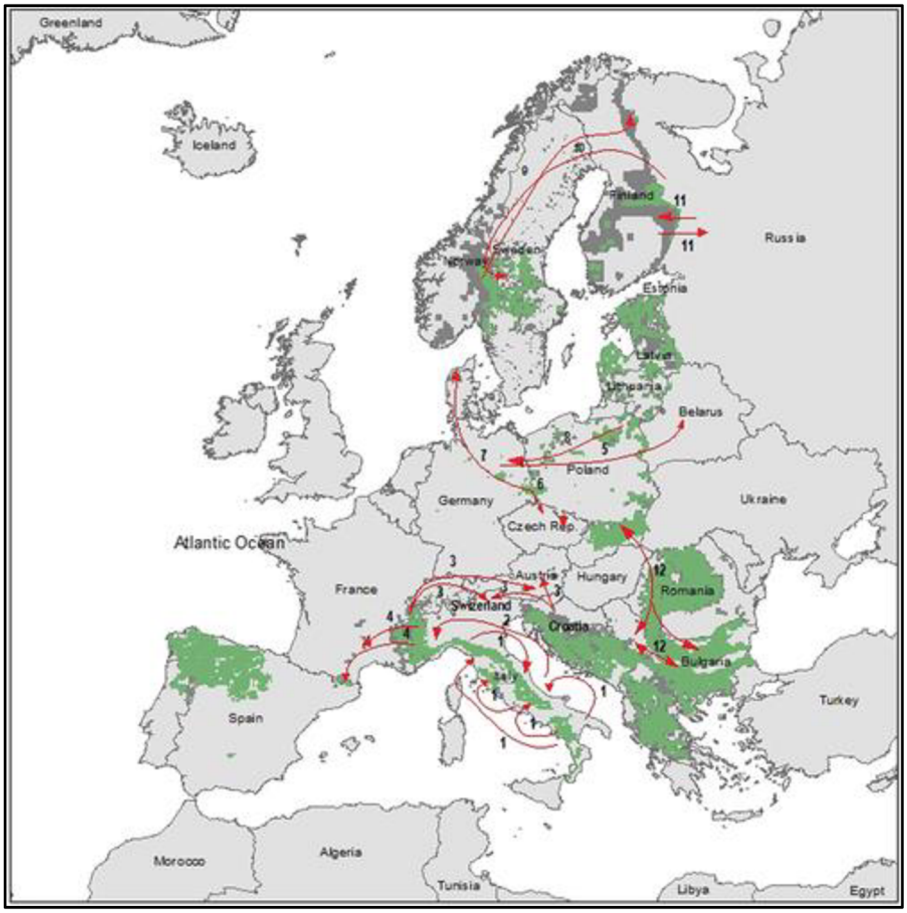
3.1.1 Historie a rozšíření vlka obecného

Areálem výskytu této velké šelmy byla skoro celá Evropa, Asie a Severní Amerika. V současné době je tento areál velmi zmenšen (Chapron et al., 2014). Na území českých zemí byl vlk zcela vyhuben ve 20. letech 20. století (Červený et al., 2016). První zmínky o návratu jsou evidovány od roku 1947 (Fejklová et al., 2004). Za aktuálním rozšířením vlka obecného v ČR je především zvýšení početních stavů nížinné středoevropské populace a jejich následná expanze. Jedinci této populace byli zjištěni především ve východních Čechách. Přičinění na zvýšení početních stavů má i zavedení ochrany vlků v sousedních státech Polsku a Německu (Flousek et al., 2014). V západním Polsku vlci zabrali zhruba 30 % jimi použitelného prostředí po 12 letech rekolonizace (Nowak & Mysłajek, 2016). V Německu se k roku 2014 vyskytovalo 25 smeček, 8 párů a občasně procházející jednotlivci. Jedna smečka zasahovala svým teritoriem i na území České republiky (Reinhardt et al., 2015).

K roku 2014 se ve 28 evropských zemích vyskytovalo přibližně 12 000 jedinců vlka obecného, z toho 9 900 bylo zaznamenáno v zemích Evropské unie (Chapron et al., 2014). Výskyt této šelmy v letech 2012 - 2016 byl dokumentován na 6,8 % území ČR. Pouze v okolí Ralska, Broumovska a Krušných hor byla dokumentována reprodukce. V současnosti má populace vlka rostoucí trend, ale jejich přesné početní stavy je velmi těžké určit. Ve východní části Čech byl výskyt sporadický, hlavní příčinou je pravidelný odlov v sousedním Slovensku (Kutal et al., 2017).

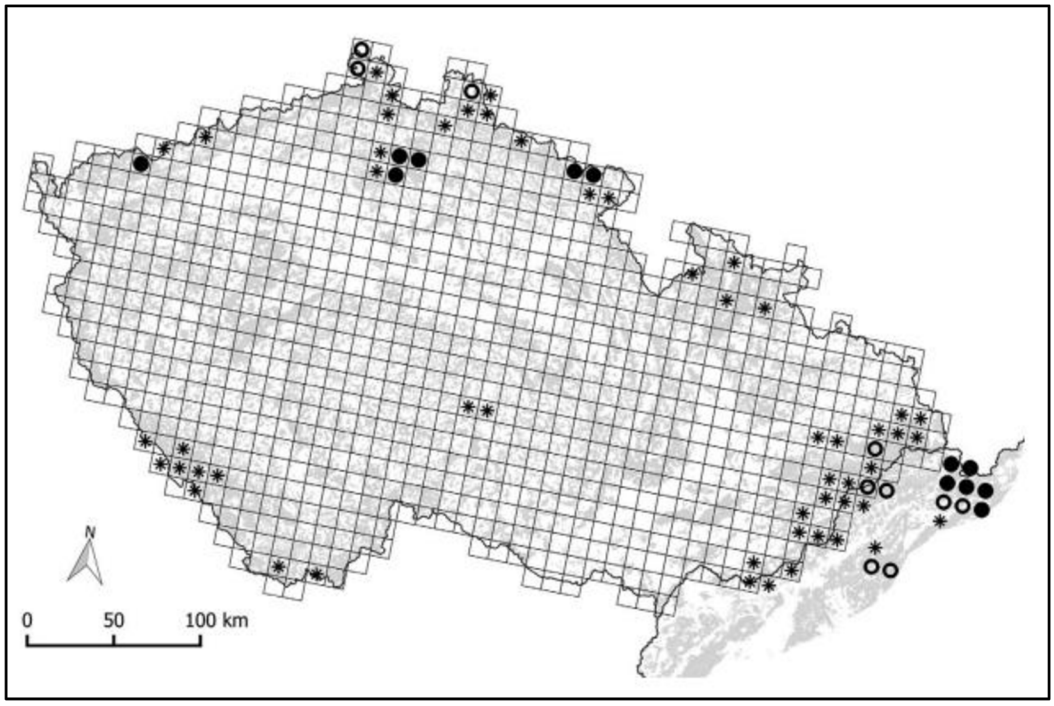
Agentura AOPK k roku 2020 uvádí počet vlčích smeček na 13 kusů, 3 páry bez potomků a přibližně 80 migrujících vlků na území ČR. Český statistický úřad vykazoval 334 jedinců vlka obecného. V určitých místech republiky se početní stavy chýlí k maximálním počtům únosnosti daného prostředí. Musí se přihlížet na ráz krajiny a její potravní nabídku pro tyto predátory (Lososová et al., 2021). Reintegrace velkých šelem nemusí přinášet jen pozitiva pro fungování ekosystému (Flagel et al., 2017).

Při výzkumu genetické různorodosti vlčích populací napříč 19 evropskými státy (např. Španělsko, Řecko, Česká republika, Bělorusko, Švédsko, …), ve kterých mají důvěryhodně podložené genetické údaje. Výsledkem studie v těchto zemích bylo zjištění, že geneticky různorodější populace se nacházejí na severovýchodě evropského kontinentu. Naopak jihozápad kontinentu je geneticky nejchudší. To prokazuje, že v Evropě byla severovýchodní populace nejméně zredukována (Hindrikson et al., 2017). Při nedostatku různorodosti genů může docházet k horšímu přizpůsobování na měnící se vnější podmínky (antropogenní, klimatické, stanovištní, …). To se může projevit zhoršenou fyzickou zdatností dané populace (Frankham, 2005).



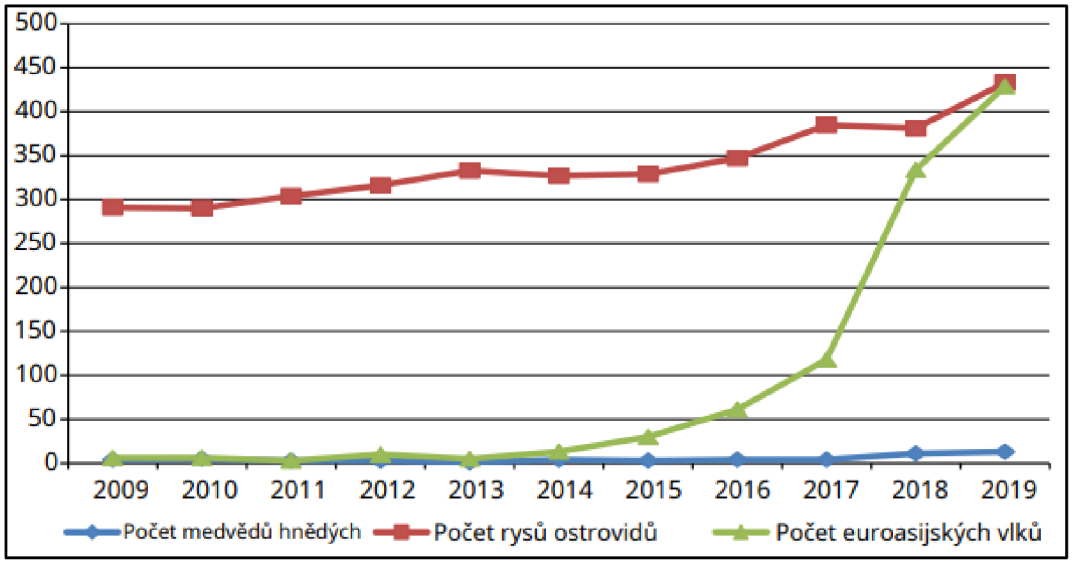
Obrázek 1: Rozšíření vlků obecných (*Canis lupus*) a směry toku genů v Evropě.

Legenda: zelená barva označuje trvalý a tmavě šedá sporadický výskyt vlků. Výskyt vlků v Rusku, na Ukrajině a v Bělorusku není na mapě vyznačen. Potvrzené rozptýlení mezi populacemi vlků je označeno červenými šipkami (čísla odpovídají různým populacím, např. 6 – středoevropská nížinná; 12 – dinársko-balkánská) (Chapron et al., 2014).



Obrázek 2: Výskyt vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016.

Legenda: • – trvalý výskyt s reprodukcí; **o** – trvalý výskyt bez reprodukce; ∗ – sporadický výskyt (Kutal et al., 2017).

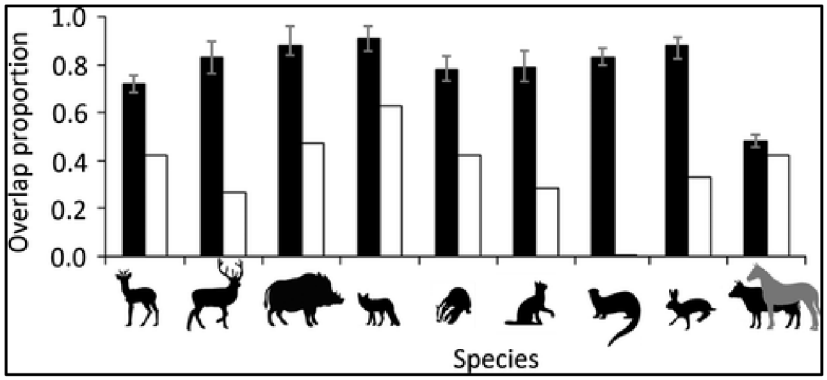


Obrázek 3: Míra výskytu velkých šelem v mysliveckých honitbách (Lososová et al., 2021).

3.1.2 Časoprostorová aktivita vlka obecného

Agrese mezi určitými druhy, jak masožravců, ale i ostatních zvířat, je určena dominancí a časoprostorovým překrýváním v rámci daného areálu. Dominantnější jsou větší masožraví predátoři, kteří významnou mírou ovlivňují chování, ekologii i počet ostatních menších predátorů. Předpokládá se, že predátoři si svůj časoprostorový pohyb plánují tak, aby se co nejvíce překrýval s časoprostorovým chováním jejich kořisti. Kořist si vyvinula časové i prostorové chování k maximálnímu se vyhnutí predátorů. Méně vzrostlí masožravci často svůj pohyb přizpůsobují potřebám vyhnutí se střetu s většími predátory, z důvodu konkurence a dominance. Lidské narušování klidových míst může vést u velkých savců ke změně využití času a prostoru, aby předešli styku s nimi (Yang et al., 2019).

Studie v italských Alpách ukazuje nízký index prostorového překrytí vlků s ostatními pozorovanými druhy (pod 0,5), výjimku tvoří liška obecná (*Vulpes vulpes*), která zaznamenala index 0,63. Tento index se nazývá Pianka index, který se vypočítává podle podílu záznamů průchodu každého páru určitých druhů v různých kamerových stanicích. Nabývá hodnot od 0 do 1, kde 0 znamená bez překrytí a 1 úplné překrytí. Nebyla zaznamenána žádná větší korelace mezi intervaly průchodů kopytníků a vlků. Nejvíce záznamů o pohybu měli sledovaní vlci v období pohybu i jejich dvou nejzastoupenějších druhů kořisti, tj. prase divoké a srnec obecný (Mori et al., 2020). To potvrzuje tvrzení Monterroso et al. (2013), že predátor usiluje o maximalizaci distribuce časového překrytí s jeho nejčastější kořistí. Prostorové překrývání mezi kopytníky a jejich vlčími predátory mělo nízký charakter. Prostorová distribuce volně žijící zvěře se odvíjí od prostorové distribuce vlků, kteří jejich místa průchodu mění svou přítomností. Středně velké časoprostorové propojení s vlky mají menší predátoři, např. liška obecná. Zdálo by se, že liška jakožto soupeř a příležitostná kořist, se bude vlkům vyhýbat, ale jelikož se zaměřují na různé druhy kořisti, tak je zde vyvinutá určitá tolerance. Oblasti narušované lidskou činností vlk navštěvuje také, ale je zde snaha maximalizovat průchody na noc, kdy je lidská aktivita minimální (Mori et al., 2020).



Obrázek 4: Časové (černé pruhy) a prostorové (bílé pruhy) překrývají koeficienty mezi vlkem a ostatními druhy (srnec obecný, jelen evropský, prase divoké, liška obecná, jezevec obecný, kočka divoká, vydra říční, zajíc polní a hospodářská zvířata) jsou zobrazeny intervaly spolehlivosti (95 %) pro časové překrytí (Mori et al., 2020).

3.1.3 Domovský okrsek vlka obecného

Domovský okrsek masožravých predátorů má různé velikosti a je velmi proměnlivý v rámci populací. Hlavními důvody je velikost populací konkrétní kořisti daného druhu a produkční schopnost prostředí, kde se vyskytují (Nilsen et al., 2005).

Plocha savci obývaného domovského okrsku je velmi důležitým ukazatelem pro navrhování jejich ochrany. Je ovlivněná reprodukčními, ekologickými a společenskými vztahy v určitých populacích. Poznání prostorové aktivity je velmi zásadní u šelem s vysokým pohybovým potenciálem, o to důležitější, když se dostávají do bezprostředního rozporu s lidmi a jejich zájmy (Loveridge et al., 2009).

Čím menší kořistí se vlk živí, tím více je závislý na její hustotě v obývaném domovském okrsku. Společenské postavení je neméně podstatné, ukazuje se, že nesoudržné smečky snižují plochu obývání kvůli konkurenci ostatních vlků (Hayes & Harestad, 2000).

V Bělověžském pralese na území Polské republiky si vlci udržují odstup od lidmi obhospodařovaných míst. Tato vzdálenost je pro ně velmi určujícím faktorem výskytu (Bubnicki et al., 2019). Jejich kořist si toto uvědomuje, lidmi méně využívaná a odlehlejší místa považuje za rizikovější z hlediska usmrcení predátory (Kuijper et al., 2015).

Telemetrické výzkumy skandinávských vlčích smeček v letech 1999 až 2011 ukázaly velkou rozrůzněnost velikosti domovských okrsků. Plocha se

pohybovala od 259 km^2 do 1 676 km^2. Během let studie se počet jedinců v sledované oblasti zčtyřnásobil, avšak nebyl zaznamenáván trend změny velikosti využívané rozlohy areálu smeček. Různá míra výskytu převážné potravy (v případě této studie losů) neměla přílišný vliv na velikost domovských okrsků. Ve zvyšující se zeměpisné šířce je trend navyšování rozsahu okrsku, to samé platí s narůstající nadmořskou výškou. Naopak sklon ke snižování velikosti okrsku dochází s navyšující se populační hustotou srnčí zvěře. Samotná početnost potravy neovlivňuje plochu výskytu smečky, ale je viditelný vztah k určitému prostředí, složení potravy a úspěšností zabití kořisti (Mattisson et al., 2013).

3.1.4 Potrava vlka obecného

Predátory vybírající si pouze jeden druh kořisti nazýváme specialisty. Nejzastoupenější stravou oportunistických masožravých predátorů je nejpočetnější druh potravy v areálu jejich výskytu. U vlků se vyskytuje hlavně generalisticko-oportunistický trend predace. To ukazuje, že při lovu nezohledňují pouze druh kořisti, ale velmi často i její zdravotní stav (Becker et al., 2008). Současně s tím souvisí i věková rozrůzněnost, rychlost reprodukce, pohybové a časové intervaly dané kořisti (Theuerkauf & Rouys, 2008).

Hlavní divoce žijící potravou vlka v globálním měřítku je v Severní Americe jelenec ušatý (*Odocoileus hemionus*), jelen wapiti (*Cervus canadensis*), jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*), los evropský (*Alces alces*), sob polární (*Ragnifer tarandus*) a bizon americký (*Bison bison*). V Asii je velká predace i na hospodářských zvířatech (až 50 %), v divočině nejčastěji loví antilopu jelení (*Antilope cervicapra*), divoké ovce a gazelu perskou (*Gazella subgutturosa*). Na evropském kontinentu jsou nejčastější kořistí prasata divoká (*Sus scrofa*), srnci obecní (*Capreolus capreolus*), kamzíci horští (*Rupicapra rupicapra*), jeleni evropští (*Cervus elaphus*) a dříve zmínění losi evropští (Newsome et al., 2016).

Vlk je velmi adaptabilní druh predátora, dle prostředí se dokáže zaměřit na určitý druh kořisti (Randi, 2011). Hlavní složkou potravy jsou volně žijící či hospodářsky využitelní kopytníci. Příležitostně však konzumuje i zdechliny, malé obratlovce, větší hmyz i plody lesních dřevin a bylin. Nejvíce zastoupenou potravou na území ČR z řad kopytníků je jelen evropský (29,4 %), prase divoké (23,5 %) a

srnec obecný (17,7 %). Menší savci jako zajíc polní (*Lepus europaeus*) se jako složka potravy vyskytují v 35,3 %. Rostliny a jejich plody se podílely 36,3 % na složení stravy (Fejklová et al., 2004).

Míra predace na hospodářských zvířatech, byť nejsou až tak velkou součástí potravy, není v ČR zanedbatelná. Škodám se nelze vyhnout i díky nepřipravenosti na tak velký rozmach početních stavů vlků obecných během tak krátkého časového intervalu a s tím spojená malá míra zabezpečení stád proti napadání těmito predátory (Lososová et al., 2021). Z domácích zvířat byli nejzastoupenější potravou u karpatské populace vlků psi (cca 7,1 %). Jako další složkou stravy jsou kozy, ovce a koně, zhruba 4 % z celkového objemu stravy (Sin et al., 2019).

Dvanáctiletá studie trendu potravy v centrální části Itálie v letech 1988 až 2000 ukazuje, že zhruba 10 % stravy tvoří hospodářská zvířata. Jako nejčastější divokou kořist prase divoké, které bylo strukturou stravy ze 2/3. Druhá a třetí nejčastější potrava byl srnec obecný a jelen evropský. Daněk skvrnitý (*Dama dama*) je zastoupen jen v 1,6 % potravy vlků. A to se neměnilo ani s narůstajícím počtem jedinců jelena evropského. Roční výkyvy početnosti prasete a jelena nemají významnější vliv na jejich zastoupení ve stravě. Věková rozrůzněnost výběru se vyskytuje u všech druhů kořisti, nejčastěji jsou loveni jedinci mladší jednoho roku. Nejvíce se tato selekce projevuje u prasete divokého. Převládající hmotnost kořisti je stejná či menší něž hmotnost vlka (85 % stravy). 20,5 kilogramu je střední váha lovených divokých kopytníků. Divoká zvěř s váhou vyšší jak 60 kilogramů je lovena v 6 % případů (Mattioli et al., 2011).

3.2 Jelen evropský

3.2.1 Historie a rozšíření jelena evropského

Při poslední době ledové se izolovaly dle mitochondriální DNA především tři skupiny jelena evropského, a to západoevropská, východoevropská a středomořská (Skog et al., 2009). Dle Ludt et al. (2004) jsou tyto podtypy čtyři (západoevropská, balkánská, středovýchodní a africká). U jiných typů genů je předpoklad původu z jižních populací. Příčinou byl velký ledovec a velká míra permafrostu pokrývající převážnou plochu současné Evropy. V této době byl omezen areál jelenů pouze na jižní části Evropského kontinentu. Po konci tohoto

glaciálu (před 25 000 až 14 700 lety) byl opětovný rozmach druhu na zbytek původního areálu. Tak, jak ho známe v dnešní době (Frank et al., 2017). Archeologické výzkumy Evropy poukazují, že původ jelena evropského je v Karpatské oblasti, kde se výskyty datují až 100 tisíc let nazpět (Volodin et al., 2019).

Při dlouhodobé určované selekci u menších izolovaných populací může docházet ke ztrátě genetické různorodosti. To vede k větší náchylnosti na choroby a zhoršení kondice (Queiros et al., 2014). Pro velký hodnotový význam jelení zvěře pro lidi je velmi často obhospodařována a výběrově lovena (pro maso a paroží). Dle mitochondriálních výzkumů DNA u této zvěře na evropském kontinentu, jsou klasifikovány tři různé linie: iberská (haploskupina A), středomořská (haploskupina B) a balkánská (haploskupina C). Předpokládaná hranice mezi skupinami A a C prochází přes střední Evropu (Česko, Německo, Polsko až k Bělorusku a pobaltským státům) (Frank et al., 2017).

Výskyt jelenů na jižních částích Skandinávského poloostrova se datuje až do doby středního a pozdního mezolitu (cca 9 až 6 tisíc let před současností, tj. před rokem 1950). Lov kořisti místními lovci měl především trend lovu větších kusů (především samců), a to i za předpokladu rozrůzněnosti sezónní dostupnosti lovených zvířat. Po určité době převyšovaly počty mladších jedinců počty těch starších, tak začalo docházet ke změně trendu lovu s upřednostněním lovu mladších kusů. To ukazuje, že jelení zvěř byla (pořád je) pro lidskou populaci velkým zdrojem přijmu potravy (Magnell et al., 2020).

Jelen evropský obývá téměř celou Evropu, krom nejseverněji položených míst (Finska s Ruska), většiny balkánského poloostrova, malé Asie, Kavkazu a severní Afriky (zde najdeme jen malé izolované populace převážně vzniklé reintrodukcí). Autochtonní populací České republiky byl poddruh jelena západního (*Cervus elaphus hippelaphus*), jenž byl téměř vyhuben. Následná introdukce obsahovala více poddruhů jelena např. karpatský či maral, docházelo zde ke křížení s původní populací. Území České republiky obývá především v rozsáhlejších lesních celcích v pohraničních pohořích (Šumava. Krušné hory, Krkonoše, …) i centrálních horách (Brdská vrchovina, Žďárské vrchy, …) (Červený et al., 2016).

Areál výskytu jelena evropského zaujímá zhruba 52 % plochy České republiky (Šustr, 2013).

3.2.2 Domovský okrsek jelena evropského

Rozlohou domovského okrsku lze popsat jako základní ukazatele pro míru využití prostoru zvířaty. Bohužel je velmi obtížné tento prostor určit. Velikost je ovlivněna několika faktory. Těmi jsou klima, jakost a množství potravy, početnost daného druhu, míra napadení predátory a pohyb lidí (Bojar et al., 2014). Zásadní stanoviště pro výskyt jelena evropského jsou především rozlehlé souvislé lesní plochy bez velkého souvislého prostoupení spodní etáže dřevin, ale s častými výskyty rozrušení zápoje vrchní etáže dřevin a ochranným křovinným krytem na okraji porostů. Původním obývaným prostředím byli stepi, pláně a další otevřené bezlesní celky. Tomuto faktu nasvědčuje i stavba těla a paroží, které je do lesního ekosystému spíše nevýhodné z hlediska pohybu a obratnosti. Hlavním důsledkem lidské činnosti, zejména lovu, se nejspíše stali zvěří lesních ekosystémů, kde nalezli velké množství krytu (Šustr, 2013).

Temperament či osobnost různých jedinců nám formuje různé chody v populaci, domovský okrsek je tímto faktorem ovlivňován také. Empirická data prokazují korelaci s životní historií, reprodukcí a zdatností daných jedinců. K určení osobnosti zvířat používáme především pět hlavních ukazatelů. Jsou jimi kuráž (odvaha) x plachost, zvídavost x nezájem, pohybová aktivita, agresivita a společenská tolerance (Yang et al., 2021).

Jelen evropský domovský okrsek užívá pravidelně. Faktory výběru ploch se mění dle prostorových proporcí. Převládá vyhýbání se plochám obhospodařovaným zemědělci. Při výběru jsou často upřednostňovány výše položená stanoviště, s výjimkou nejvýše položených partií. Často jsou obcházeny zpevněné cesty v domovském okrsku. Sněhová pokrývka se silnými mrazy může zapříčinit migraci z horských ploch do nižších poloh (Bojarska et al., 2020).

Areálem rozsáhlejší domovské okrsky mají samci jelenů. Velikost se u samců pohybuje od 1 461 ha do 39 908 ha. U samic je tato plocha o dost menší od 186 ha do 4 861 ha. Samci ve dvanáctihodinových intervalech mohou ujít dvakrát delší vzdálenost než samice (Zlatanova et al., 2019). Velikost domovského okrsku

u obou pohlaví se v rámci ročních období odlišuje. Samci jsou na svůj okrsek více poutáni (93 – 100 %) oproti samicím (71 – 90 %). Celkově lze shledat, že jelení zvěř je velmi poutána ke svým domovským okrskům (Kamler et al., 2008).

Německá studie z roku 2021 s 11 jedinci jelena evropského (6 laní a 5 jelenů) ukazuje různé velikosti jednotlivých domovských okrsků v rámci více a méně narušovaných ploch lidmi. Domovské okrsky byly v klidnější oblasti třikrát větší (1582 ha) než v oblasti narušované (415 ha). V obou studovaných místech byla plocha nejrozsáhlejší na podzim. V oblasti s malou intenzitou lidské činnosti byla nejmenší velikost okrsku zaznamenána v létě (966 ha). Naopak jarní období mělo v narušované části ploch nejmenší okrsek (235 ha). V letním období byl pozorován nejnižší překryv domovských okrsků různých jedinců, příčinou jsou rodící se mláďata a s tím spojená opatrnost matky. Zimní období má úplně opačný trend u ploch narušovaných lidmi, ale u ploch méně narušovaných je tento trend až v jarním období. Nejčastější příčinou tohoto jevu jsou lidé a jejich narušování klidových míst jelenů (Gillich et al., 2021).

V době nouze je častý výskyt přikrmovaných míst, kam se jelení zvěř stahuje v souvislosti s menším výskytem normální potravní nabídky, proto jsou zde domovské okrsky nejméně rozsáhlé. V krajině s velkým zastoupením lidské infrastruktury a s minimálním množstvím přikrmování jsou okrsky nejrozsáhlejší. Střední velikost plochy okrsku zastupuje krajina s komplexy lesních celků s přirozeným výběrem stravy. Mírou přikrmování lze jeleny a jejich okrsky velmi ovlivňovat, lze toho využít v případě škod na lesních či zemědělských porostech (Reinecke et al., 2014).

Jelení zvěř má tendence k shlukování se do tlup. Tyto tlupy jsou po většinu roku diferencované dle pohlaví. Stáda samic jsou často věkově diferencovaná, ale převážně je tvořena samicemi s mláďaty. Věková stejnorodost se naopak nachází u samčích skupin. Propojení skupin přichází v období říje (září). Převaha výskytu do 500 nadmořských metrů se ukazuje přes zimní měsíce. V jarních obdobích je znatelná migrace do výše položených oblastí, kde se nachází i přes letní období (Guinness et al., 1979).

Zmenšení plochy domovských okrsků u jelení zvěře může zapříčinit několik věcí. Prvním faktorem je narůstající populace jich samotných. Dále intenzita a

množství přikrmování v době strádání, klimatická změna a s ní přicházející mírnější a únosnější teplotní podmínky. V neposlední řadě je velký vliv určen i poměrem pohlaví dané populace. Nárust početnosti jelenů, kteří mají větší domovský okrsek, může ovlivnit velikost okrsků laní, které s nimi sdílí stejný areál. Především se jedná o korelaci mezi dostatkem potravy a s ní nastupující trend nárustu populace. V intenzivně přikrmovaných oblastech se jedinci v období nedostatku potravy více shlukují, mají zde menší potřebu pohybu kvůli jejímu vyhledávání, a v návaznosti na to klesá i plocha domovského okrsku. Stejná praxe funguje i při zlepšení životních podmínek při klimatické změně a lepších vegetačních faktorů pro rostliny a dřeviny (Jerina, 2012).

3.2.3 Potrava jelena evropského

Lidé ovlivňují stravovací návyky všech volně žijících kopytníků. Lesníky často používané postupy v pasečné obnově lesních porostů vedou často ke změně druhu dřevin a jejich věkové rozrůzněnosti oproti pralesům (Jedrzejewska et al., 1994). Především zakládání jehličnatých porostů, jejich časté oplocování i snížení obnovní doby oproti přirozené obnově, ovlivňuje potravní nabídku pro volně žijící býložravce (Reimoser, & Gossow, 1996).

Jelen evropský je potravním oportunistou, čímž si zajistil dobré přizpůsobení na výkyvy potravní nabídky. Převážně prochází a krmí se dle dostupné plochy (Lister, 2004). Převážnou částí stravy jsou asimilační orgány i jiné části travin, bylin, listnatých i jehličnatých křovin a stromů. Podstatnou část stravy v semenných letech dřevin a křovin zastupují i jejich plody. Jedná se zejména o plody buku lesního (*Fagus sylvatica*), jírovce maďalu (*Aesculus hippocastanum*), druhů rodu dub (*Quercus*) a jeřáb (*Sorbus*). V zimním i letním období můžou ve zhoršených životních a potravních podmínkách prostředí, především v jehličnatých monokulturách, okusovat sazenice i dospívající porosty či odstraňovat kůru stromů (letním loupáním a zimním ohryzem) (Hromas, 2000).

Hlavní preference v letní stravě jelena představují zejména listnaté dřeviny, jehličnany mají méně jak 11 %. V zimním období se tento poměr relativně vyrovnává a jehličnany jsou zastoupeny až ze 47 % požíraných dřevin (Kuijper, 2011). V hospodářských lesích je častější výskyt rodu *Rubus* a jiných travin, to

kvůli většímu dostatku světla potřebného pro tyto druhy, které zde bylo vytvořeno slabším zápojem, především od těžební činnosti lidí (Mikusiński et al., 2018).

Nejzastoupenější druhy rostlin ve stravě jelena evropského v polském Bělověžském pralese jsou čeledi a rody břízovité (*Betulaceae*) s 19,8 %, ostružiník (*Rubus*) 14,4 %, vrbovité (*Saliceae)* 9,19 % a dub (*Qeuercus*) 6,29 %. V neobhospodařovaném lese mají velký podíl zastoupení ve stravě keře a listnaté dřeviny čeledi břízovité, javor (*Acer*), lípa (*Tilia*) a vrby. V hospodářském lese byly tyto dřeviny a keře ve stravě zastoupeny menším podílem, naopak se zde vyskytoval větší podíl travin (Churski et al., 2021).

3.3 Vliv vlka obecného na jelena evropského

Rozšíření vlků do nových lokalit má vliv nejen na snižování početních stavů populace kopytníků, ale především se projeví změnou jejich chování. Býložravci vyskytující se v oblasti predace vlků jsou více plaší. To vede k větší prostorové aktivitě a menšímu setrvání na jedné ploše. Ve vlčích oblastech existuje korelace se zvýšením počtu jedinců dřevin, které kořist vlků preferuje při stravě (Raynor et al., 2021). Tento efekt je nazýván krajinou strachu, mohou být statické či se mohou přizpůsobovat dynamice pohybu kořisti predátorů (Kohl et al., 2018). Když se riziko napadení zintenzivní, jelen navyšuje míru opatrnosti na úkor snížení času pro vyhledávání stravy (Kuijper et al., 2015).

Rizika spojená s úmrtím se přenáší i do výběru odpočinkových míst, ploch s potravou i samotné struktury potravy. V důsledku predace zvěř dělá větší kompromisy při výběru dříve zmíněných míst. Dojde-li k zmenšení potravní nabídky, jsou zvířata ochotna dříve riskovat cestu za potravou na ohroženější místo. Volně žijící zvěř má vytříbené potravní nároky a pouze malé procento flóry dokáže lehce strávit. Kompromis kvality potravy s jejím množstvím je nevyhnutelný (Felton et al., 2018). Při výskytu sněhové pokrývky je pro vlky lehčí lapit svou kořist, kvůli lepšímu rozložení hmotnosti na končetinách a menšímu zaboření. Proto zvěř více riskuje pro nutričně hodnotnější stravu či při nedostatku potravy v době nouze (Mech et al., 2001).

Tento standard chování známe především z lidmi méně narušených podmínek zemí severoamerického a afrického kontinentu, avšak z lidmi velmi

ovlivňovaných podmínek na evropském kontinentu toho víme poměrně málo (Kuijper et al., 2016). Interakce lidí hraje významnou roli v tomto vzorci chování. Projevujícími faktory může být i menší plachost volně žijících kopytníků, která nahrává predaci velkých šelem (Ciuti et al., 2012). Míra překážek v terénu, kde se vyskytuje potrava pro kořist predátorů má velký vliv na jejich opatrnost, distribuci času a výběr stanoviště. To může zajišťovat dobré podmínky pro obnovu některých druhů dřevin vyskytujících se na jídelníčku býložravců (Van Ginkel et al., 2021).

Jelen evropský má díky různorodým životním podmínkám po celém areálu jeho rozšíření různé migrační tendence v různém ročním období. V příhodných podmínkách (mírná zima, přímoří, dostatek potravy, …) je tendence migrace podstatně snížená (Carranza et al., 1991). Naopak ve vyšších nadmořských výškách s ročně se opakující sněhovou pokrývkou je výšková migrace velmi častá, především v jarním období. Příčina toho je především nástup jara v této oblasti a s ním spojené rašení a bujení rostlin s dřevinami (Bischof et al., 2012). Lidské prostředky vedou ke změně při potravní nabídce, kopytníci pak častěji zůstávají na zimní období v nižších polohách. Podobný trend je i při nárustu populace ve vyšších nadmořských výškách či zvyšujícím se počtům predátorů a následný odchod mimo oblast predace (Kauffman et al., 2007).

Přes zimní období je jelení i ostatní volně žijící zvěř často přikrmována. Hlavními faktory jsou snížení škod na lesních či zemědělských majetcích, dále i lepší zužitkování pro lovce (lepší stav populace, větší výnos z masa a trofejí). Tento faktor má přímý vliv jak na zdravotní stav zvěře, která zde snadněji trpí chorobami i na výskyt šelem, které zde mají menší námahu na vyhledávání kořisti (Jerina, 2012).

Studie ve slovenských Karpatech ukázala, že migrující kusy z hor do nižších poloh se po přesunu z letního stanoviště na zimoviště vyhnuly plochám s větším procentem nebezpečí z usmrcení. Především díky využívání krajních ploch výskytu vlka, to však znamenalo horší kvalitu potravy, která může mít vliv na celkový zdravotní stav jedinců v jarním období. Oproti tomu nemigrující kusy měly podstatně větší předpoklad častému napadení predátory, ale za potravou putovaly do míst s vyšší koncentrací kopytníků, čímž se pravděpodobnost napadení právě jednoho jedince dost minimalizovala (Smolko et al., 2018). Areál letního výskytu

byl u migrujících a nemigrujících jedinců dost podobný, migrující jeleni pravděpodobně neodcházeli v důsledku nedostatku potravy, ale důvodem bylo snížení rizika napadení o 39 % oproti nemigrujícím jedincům. Roli hraje i výskyt míst obývaných lidmi v nižších polohách, a s tím přicházejí opatrnost vlků vůči lidem (Beschta & Ripple, 2007).

Shlukování na horských zimovištích je především na plochách s výskytem těžby v zimních měsících, kde tyto plochy navazují na mladší porosty obnovené přirozenou cestou, které dávají zvěři větší schopnost krytu a potravy (Smolko et al., 2018).

V Bělověžském pralese, kde se pospolu vyskytují populace predátory často napadaného jelena evropského s velmi málo loveným zubrem evropským (*Bison bonasus*) ve dvou odlišných podmínkách hospodaření s lesními komplexy. Plocha poskytuje jak normální hospodářské lesy, kde se zvěř loví, tak i velmi chráněný prales s bezzásahovým přístupem hospodaření, jak s lesem, tak i se zvěří (Jędrzejewski et al., 2002). Vliv vlčí populace ovlivňuje prostorovou aktivitu jelena, oproti tomu prostor využívaný zubry se s přítomností predátorů nijak výrazně nemění. Tento fakt ukazuje pociťování strachu z predace pouze ze strany jelena evropského (Bubnicki et al., 2019).

3.4 Legislativa a ochrana

3.4.1 Vlk obecný

Vlk obecný je dle §14 doplňující vyhlášky 395/1992 Sb. v České republice zvláště chráněný druh živočicha s kategorií KO - kriticky ohrožený (§48 č. 2 zákon č. 144/1992 Sb.). V České republice ho vedeme jako zvěř, kterou nelze lovit dle mezinárodních smluv či zvláštních právních předpisů (§2 písm. d zákon č. 449/2001 Sb.). Na Evropské úrovni je chráněn i směrnicí č. 92/43/EEC (o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) přílohy II. a IV. Dále je chráněn v CITES, a to Úmluvou o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (Bernská úmluva), kde se uvádí v příloze II. Červený seznam obratlovců ČR uvádí vlka jako druh kriticky ohrožený (Critically endangered – CR) a Červený seznam IUCN jako druh málo dotčený (least concern – LC) a jeho populace se uvádí jako stálá (Anděl et al., 2010).

3.4.2 Jelen evropský

Jelena evropského řadíme do zvěře, kterou lze v České republice obhospodařovat lovem (§2 písm. d zákon č. 449/2001 Sb.). Proto má stanovenou dobu lovu, jelen od 1. 7. do 31. 1., laň od 1. 8. do 31. 1. a obě pohlaví do 2 let věku se smí lovit po celý rok (§1 písm. b zákon č. 592/2020 Sb.). Lov je povolen pouze ve dne, tj. hodinu po západu a hodinu před východem slunce (§45 odst. 1 písm. m zákon č. 449/2001 Sb.). Prováděn smí být pouze legálně drženou loveckou kulovou zbraní dlouhou, která převyšuje energii 1 500 J ve 100 metrech od ústí hlavně (§45 odst. 1 písm. k zákon č. 449/2001 Sb.).

4 Metodika

4.1 Oblast studie a sběru dat

Oblast, ve které byla sbírána data na mou bakalářskou práci, se nachází ve Vojenském výcvikovém prostoru Hradiště, který je součástí Doupovských hor. Doupovské hory byly velmi osídlené až do konce druhé světové války, kdy došlo k odsunu německých obyvatel. V roce 1953 dochází ke vzniku vojenského výcvikového prostoru. Ten se rozprostírá mezi Karlovými Vary, Bochovem, Kláštercem nad Ohří, Kadaní a Podbořany (Matějů et al., 2016).

Doupovské hory jsou největším pohořím v České republice, které vzniklo vulkanickou činností, a to v období třetihor. Současný reliéf se skládá z převážně hornatého, po okrajových částech vrchovinného rázu. Pohoří má rozlohu 600 km^2 a jejich nejvyšším bodem je Hradiště, které má výšku 933,6 m. n. m. Doupovské hory se skládají ze dvou částí, střední části o rozloze 330 km^2, kde se rozléhá vojenský výcvikový prostor bez lidského osídlení. Tato část je prostoupena různými biotopy, především listnatými a smíšenými lesy, křovinami a loukami. Každý z dříve uvedených biotopů zabírá zhruba třetinu plochy. Druhou částí je lidmi osídlená volně přístupná venkovská krajina, rozlohou zabírající 270 km^2 s lesy, loukami, poli a menšími vesnicemi. Roční srážky jsou zde mezi 650 až 1000 mm a sněhová pokrývka se vyskytuje 40 až 120 dní (Dvořák et al., 2014).

4.2 Označení sledovaných jedinců a sběr dat

Jedinci jelena evropského byli označovaní ve třech přezimovacích obůrkách, a to Činov, Jindřichov a Oleška. Nejvíce kusů bylo označeno v přezimovací oboře Oleška viz přiložená Tabulka 1. Tyto přezimovací obůrky byly vybrány z důvodu velkého počtu jedinců na poměrně malé ploše, kde je lze oproti volnosti snadněji a bezpečněji označit. Také je zde snížená ostražitost jedinců. Jejich návyky na přikrmování jsou velmi pomocné při výběru označovaných jedinců i na časovou náročnost oproti volné přírodě.

S výjimkou dvou jedinců, kteří byli označeni v roce 2010 a 2013, se většina jedinců označovala v letech 2015 až 2019. Umisťování GPS obojků se provádělo

pomocí narkotizačních pušek. Za pomoci střel Pneu-Dart s průměrem 13 mm, ve kterých byla umístěna narkotizační směs tvořená 3 ml Ketaminu a Xylasinu, této kombinaci se říká Hellabrunská směs. Účinná vzdálenost pro narkotizační pušky je okolo 20 metrů. Proto se střelba narkotizačními puškami prováděla z mysliveckého zařízení, aby se zvěř tolik nebála a došla na požadovanou vzdálenost. Cíleno bylo na oblast kýt, kde se po zásahu dostala narkotizační směs do svalů, a tím uvedla jedince do anestézie. Poté byl nasazen GPS obojek s individuálním identifikačním číslem. Obojky měly různou barvu dle roku označení. Dále se jedinci označovali ušními známkami, které mají své identifikační číslo, to je odlišné od čísla obojku. Ušní známky zpřesňují evidenci jednotlivých jedinců. Po dokončení instalace GPS obojku a známky byla v případě potřeby nitrožilně podána protilátka (Yohimbini), která tlumí vliv sedativa a jejím vlivem se zvěř probouzí rychleji.

Pro práci byla použita telemetrická data od jedinců jelena evropského z měsíců květen až listopad v letech 2018, 2019 a 2020. Důvodem, proč byly vybrány jen tyto měsíce je, že přes zimní období se sledovaní jedinci nacházejí v přezimovacích oborách, data z těchto měsíců by z tohoto důvodu byla zkreslená. Po získání těchto dat z terénu, byla data exportována do programu Microsoft Excel. Odsud byly potřebné údaje přemístěny do programu Statistica, kde se pomocí jednofaktorové Anovy a Tukeyho post-hoc testu vyhodnocovala data. Výsledná data měla popsat, zda se vyskytovaly změny ve velikosti denních, týdenních a měsících domovských okrsků v rámci sledovaných let.

Tabulka 1: Počty jedinců podle místa označení.

Počet označených kusů dle místa značení			
Místo značení	Samci	Samice	Celkem
Oleška	3	18	21
Jindřichov	2	1	3
Činov	4	0	4

4.3 GPS technologie

Pokrok technologie GPS (Global Position System) v 90. letech 20. století přinesl velký převrat v efektivitě výzkumu, především snížil potřebu sbírat data

pomocí náročných a málo efektivních prací v terénu. S postupem času je používání GPS obojků neustále častější, jejich přesnost a sofistikovanost se neustále zlepšuje. Z hlediska času a nákladů je tato technologie velmi efektivní, shromažďováním velkého množství kvalitních dat je velmi oblíbená pro poznávání a zkoumání pohybových aktivit volně žijící zvěře. Nejnovější systémy jsou také pro volně žijící zvířata méně rušivé, než telemetrické technologie používané v minulosti (Johansson et al., 2016).

Sledování pohybových aktivit volně žijící zvěře, známé jako telemetrie, je velmi nákladnou položkou, především kvůli pořizovací ceně daných sledovacích zařízení. Cena je jedním z nejvíce limitujících faktorů pro počet označených jedinců, tím se často omezuje velikost sledovaného vzorku (Cain & Cross, 2018).

GPS moduly umístěné na obojcích použitých pro mou práci pocházejí z Berlína od firmy Vectronic Aerospace GmbH. GPS zařízení je napájeno baterií na spodní straně obojku. Životnost baterie ovlivňuje množství faktorů, především její velikost a teplota okolí. Dle velikosti baterie a intervalu odesílání dat je životnost baterie stanovena na 2 až 5 let. Obojek odesílá data pouze, když se jedinec vyskytne na místě s dostatečným telefonním signálem. Pokud se na takové místo v daném intervalu odesílání nedostane, obojek ukládá data do své paměti a při dalšímu navázání telefonního signálu data odesílá. Pokud je zvíře celou dobu na stanovišti bez dostatečného telefonního signálu, všechna data jsou uložena v paměťovém zařízení obojku, odkud je lze vyjmout pomocí připojení hardwaru na stahování dat z obojků.

Data získaná z GPS obojků umístěných na krku vybraných jedinců zaznamenávají údaje intervalově. Zaznamenávanými daty jsou: teplota, počet zaměřených družic, nadmořská výška, údaje o pozici zvířete v daném čase intervalu, aktivita konkrétního zvířete v okamžiku měření a přesnost zaměřené pozice. Pro tuto práci bylo využito hlavně dat z GPS obojků, které ukazují souřadnicové a časové pozice. Veškerá data od námi sledovaných jedinců se posílala po intervalu jedné hodiny na datový server, který je pečlivě archivoval.

4.4 Stanovení velikosti domovského okrsku jelena evropského

Nejprve bylo zapotřebí u každého sledovaného jedince jelena evropského vymazat chybná data, tj. data s chybějícím časovým záznamem nebo bez zeměpisných souřadnic. Poté byla smazána data, která neměla hodnotu přesnosti zaměření pozice (DOP – dilution of precision) vyšší jak číslo 6. Posledním krokem bylo přepsání desetinné čárky na tečku u numerických hodnot GPS souřadnic, z důvodu následné analýzy a výpočtu velikosti domovských okrsků v programu „Home range analysis with R using the rhr package“ (rozšířená verze statistického programovacího jazyka R).

Výsledky statistické analýzy byly vyexportovány do PDF (Portable Document Format), obsahem výstupů byla velikost domovských okrsků. Domovské okrsky byly stanoveny denní, týdenní (ty byly dále řazeny dle měsíců) a měsíční. Nakonec byly spojeni do grafů dle let, aby bylo možné jejich porovnání. Použita byla metoda MCP (Minimum Convex Polygon) 100 % (využívající 100 % zaměřených pozic). Finální výsledky rozlohy (v km^2) určitých domovských okrsků se převedly z PDF do MS Excel, aby bylo možné vytvoření jednotlivých grafů.

4.5 Sledovaní jedinci

Sledovaný počet jedinců jelena evropského se v období tří let (2018 až 2020) měnil, jak z hlediska celkového počtu, ale i dle poměru pohlaví sledovaných jedinců. Ve všech letech převládá sledování laní nad jeleny. Celkem bylo sledováno 28 různých jedinců jelení zvěře. Nejvíce jedinců bylo sledováno v roce 2019 a nejméně v roce 2020, viz. Tabulka 2.

Tabulka 2: Počty sledovaných jedinců dle let.

Počet sledovaných jedinců v jednotlivých letech			
Rok	2018	2019	2020
Počet samic	13	18	14
Počet samců	8	4	1
Celkem	21	22	15

Jedinci měli různou délku sledovaných záznamů. Nejsledovanějším jedincem byl jelen s číslem telemetrického obojku 71, měl 2371 sledovaných záznamů. Naopak nejméně sledovaným jedincem byla laň s obojkovým číslem 106 a 238 záznamy sledování viz Tabulka 3.

Tabulka 3: Přehled údajů o jednotlivých jedincích jelena evropského.

ID	2018	2019	2020	Pohlaví	Datum označení	Počet záznamů	Místo označení
8	x			samec	15.04.2016	892	Jindřichov
18	x			samice	03.04.2015	1280	Oleška
57	x			samec	03.04.2015	1196	Oleška
71	x	x		samec	07.04.2013	2371	Činov
90	x			samec	10.10.2010	1002	Činov
92	x			samec	14.04.2017	1508	Oleška
102	x	x	x	samice	03.04.2017	1519	Jindřichov
103	x	x	x	samice	04.04.2017	1518	Oleška
104	x	x	x	samice	04.04.2017	1518	Oleška
106	x			samice	30.03.2018	238	Oleška
107	x	x	x	samice	03.04.2018	356	Oleška
108	x	x	x	samice	03.04.2018	1154	Oleška
109	x	x	x	samec	03.04.2018	794	Oleška
114	x	x		samice	13.04.2018	618	Oleška
115	x	x	x	samice	13.04.2018	1144	Oleška
117	x	x	x	samice	13.04.2018	1084	Oleška
118	x	x	x	samice	05.04.2018	1152	Oleška
119	x	x		samice	21.04.2018	728	Jindřichov
120	x	x	x	samice	18.04.2018	1106	Oleška
122	x	x		samec	29.04.2018	512	Činov
123	x	x		samec	30.04.2018	511	Činov
124		x	x	samice	18.04.2019	562	Oleška
129		x		samice	12.04.2019	780	Oleška
133		x	x	samice	18.04.2019	774	Oleška
135		x	x	samice	12.04.2019	780	Oleška
137		x	x	samice	12.04.2019	780	Oleška
139		x		samice	18.04.2019	346	Oleška
151		x	x	samice	08.04.2016	1498	Oleška
Celkem	**21**	**22**	**15**				

Legenda: x – daný jedinec byl sledován v určitém roce.

4.6 Vyhodnocení

Vyhodnocení dat proběhlo pomocí základních statistických metod. Základní přehled, úprava a třídění dat proběhlo v programu MS Excel. Pro následné vyhodnocení v programu Statistica byly použity základní statické testy a veličiny. Nasbíraná data vykazovala normální rozdělení, tudíž jsme použili k testování parametrické testy. V případě porovnání dvou souborů dat byl použit Studentův T-test, v případě porovnání více souborů pak jednofaktorová Anova. Jako post-hoc test byl použit Tukeyho test k rozlišení rozdílu mezi jednotlivými soubory.

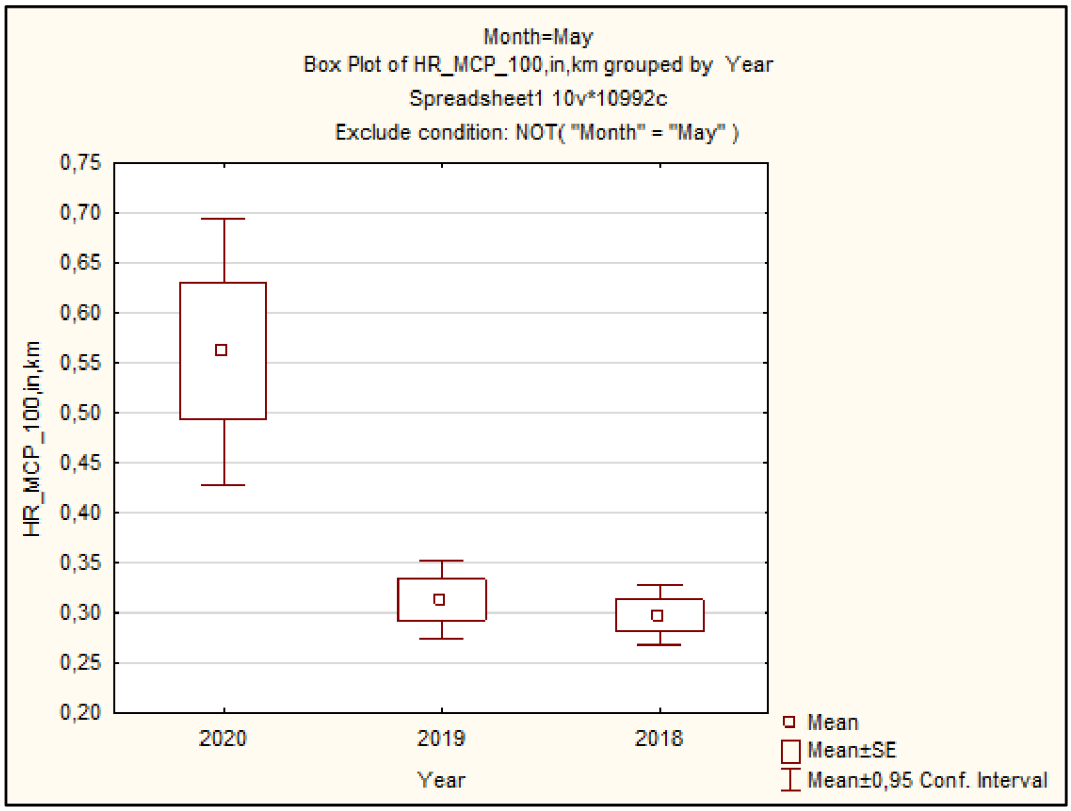
5 Výsledky

5.1 Denní velikost domovských okrsků jelena evropského

5.1.1 Květen

V měsíci květnu byl jednofaktorovou Anovou vypočítán rozdíl (F = 16,197; p = 0,000) velikosti denního domovského okrsku MCP 100 mezi lety 2018 až 2020, viz Tabulka 4 a 5.

Dále Tukeyho post-hoc test odhalil změny mezi lety 2020, kde se domovský okrsek zvýšil na 0,561 km^2 se směrodatnou odchylkou 0,039 km^2, oproti letům 2019 (0,31 ± 0,032 km^2) a 2018 (0,297 ± 0,032 km^2) viz přiložený Graf 1 a Tabulka 6.



Graf 1: Květnové domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020.

Tabulka 4: Přehled statistických parametrů vygenerovaných jednofaktorovou Anovou z programu Statistica pro denní květnový domovský okrsek (MCP 100) v letech 2018 až 2020. Červeně zbarvené hodnoty značí statisticky signifikantní rozdíl.

Month=May
Univariate Tests of Significance for Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139)
Sigma-restricted parameterization
Effective hypothesis decomposition

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	259,535354	1	259,535354	381,067762	0
Year	22,0622309	2	11,0311154	16,1966469	1,07138E-7
Error	1196,647	1757	0,6811		

Tabulka 5: Přehled let, ve kterých Tukeyho post-hoc test vygeneroval statisticky významný rozdíl (znázorněno červeně) v květnových denních domovských okrscích MCP 100.

Month=May
Tukey HSD test; variable Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139)
Approximate Probabilities for Post Hoc Tests
Error: Between MS = ,68107, df = 1757,0

Cell No.	Year	{1} ,29731	{2} ,31256	{3} ,56147
1	2018		0,940124	0,00002208
2	2019	0,940124		0,00002437
3	2020	0,00002208	0,00002437	

Tabulka 6: Velikost květnového denního domovského okrsku MCP 100 se směrodatnou odchylkou, obojí v km^2.

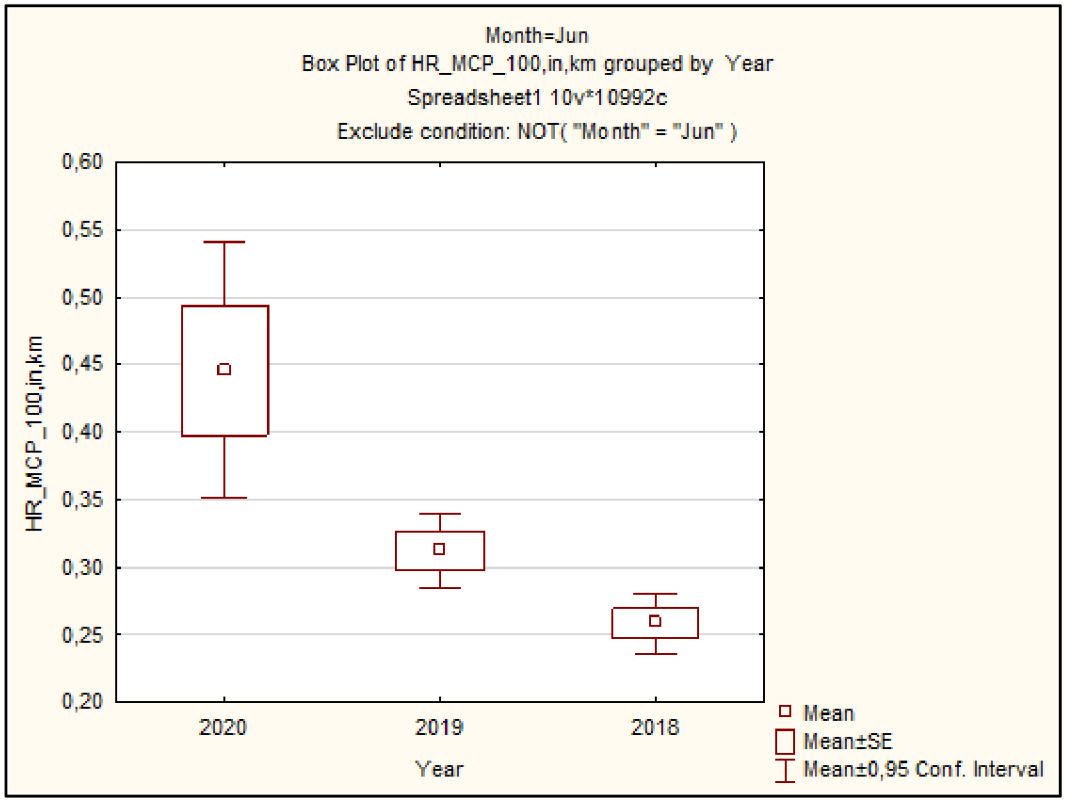
Month=May
Year; Unweighted Means (Spreadsheet139)
Current effect: F(2, 1757)=16,197, p=,00000
Effective hypothesis decomposition

Year	Daily_HR_MCP_100,in,km Mean	Daily_HR_MCP_100,in,km Std.Err.	Daily_HR_MCP_100,in,km -95,00%	Daily_HR_MCP_100,in,km +95,00%
2018	0,297312	0,031718	0,235103	0,359520
2019	0,312565	0,032724	0,248382	0,376747
2020	0,561469	0,039034	0,484911	0,638027

5.1.2 Červen

V měsíci červnu mezi lety 2018 až 2020 byl jednofaktorovou Anovou vyhodnocen statisticky průkazný rozdíl (F = 14,872; p = 0,000) ve velikosti denních domovských okrsků MCP 100, viz Tabulka 7.

Rok 2020 se svou velikostí 0,446 km^2 a směrodatnou odchylkou ± 0,027 km^2 odlišuje od let 2018 (0,259 ± 0,021 km^2) a 2019 (0,312 ± 0,022 km^2). Vše dokumentuje přiložený Graf 2.



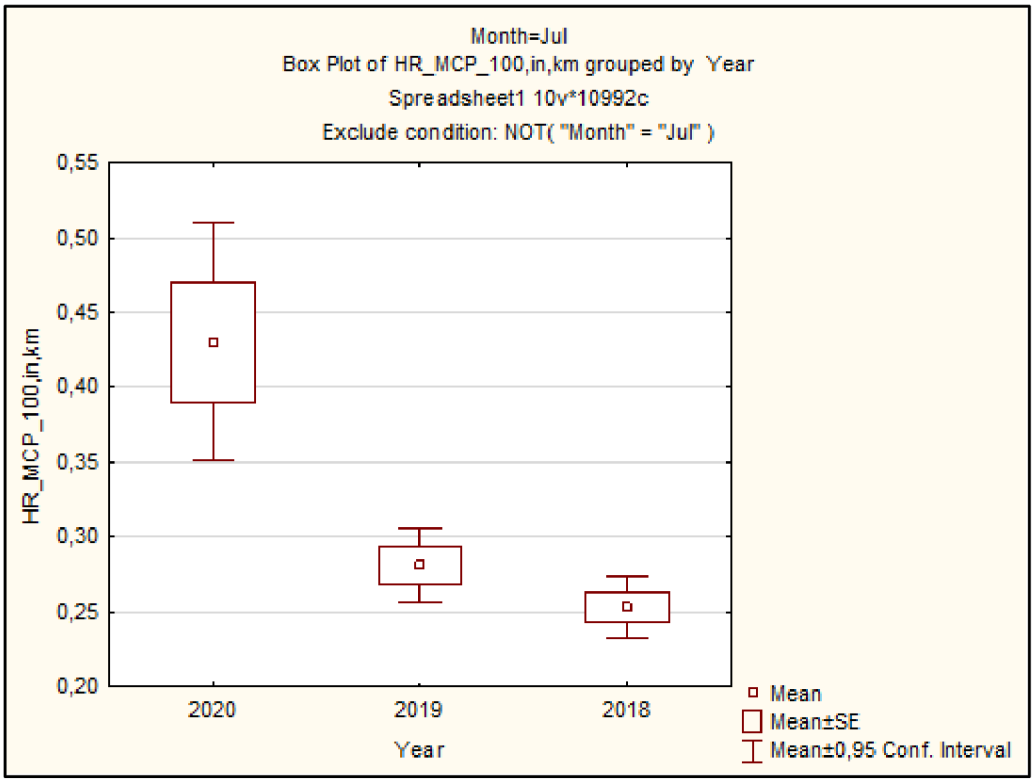
Graf 2: Červnové denní domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020.

Tabulka 7: Statistické hodnoty vygenerované jednofaktorovou Anovou pro měsíc červen znázorňuje statistický rozdíl mezi denními domovskými okrsky (MCP 100) v jednotlivých letech.

Effect	Month=Jun Univariate Tests of Significance for Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	182,715793	1	182,715793	623,487283	0
Year	8,7169317	2	4,35846585	14,8725406	3,95961E-7
Error	490,5733	1674	0,2931		

5.1.3 Červenec

Program Statistica pomocí jednofaktorové Anovy a posléze Tukeyho post-hoc testem ukázal, že červencové denní domovské okrsky MCP 100 byly statisticky prokazatelně zvětšeny z 0,253 ± 0,019 km^2 v roce 2018, přes 0,281 ± 0,184 km^2 v roce 2019 na 0,430 ± 0,023 km^2 v roce 2020. Výsledky dokládá přiložený Graf 3 a Tabulka 8.



Graf 3: Červencové denní domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020.

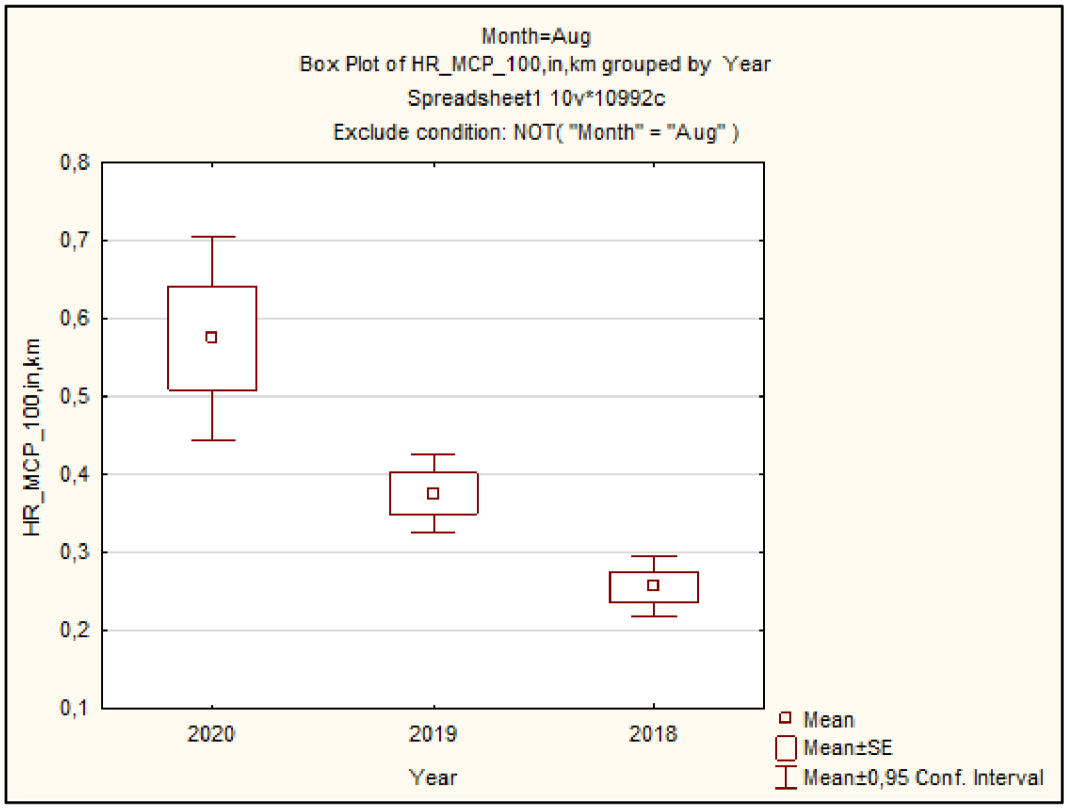
Tabulka 8: Hodnoty pro denní domovské okrsky MCP 100 v červenci vypočítané Tukeyho post-hoc testem. Červené hodnoty znázorňují statisticky prokazatelné rozdíly dle let.

Month=Jul
Tukey HSD test; variable Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139)
Approximate Probabilities for Post Hoc Tests
Error: Between MS = ,22117, df = 1685,0

Cell No.	Year	{1} ,25299	{2} ,28114	{3} ,43006
1	2018		0,531119	0,00002175
2	2019	0,531119		0,00002319
3	2020	0,00002175	0,00002319	

5.1.4 Srpen

V přiloženém Grafu 4 vidíme velké statistické rozdíly (F = 17,462; p = 0,000) v rozloze denních domovských okrsků MCP 100, které se odlišovaly ve všech třech pozorovaných letech. Tukeyho post-hoc test určil velikost domovského okrsku z roku 2018 (0,256 ± 0,035 km^2) se zvětšila o 0,32 km^2 na 0,516 ± 0,042 km^2 v roce 2020 viz Tabulka 9.



Graf 4: Srpnové denní okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020.

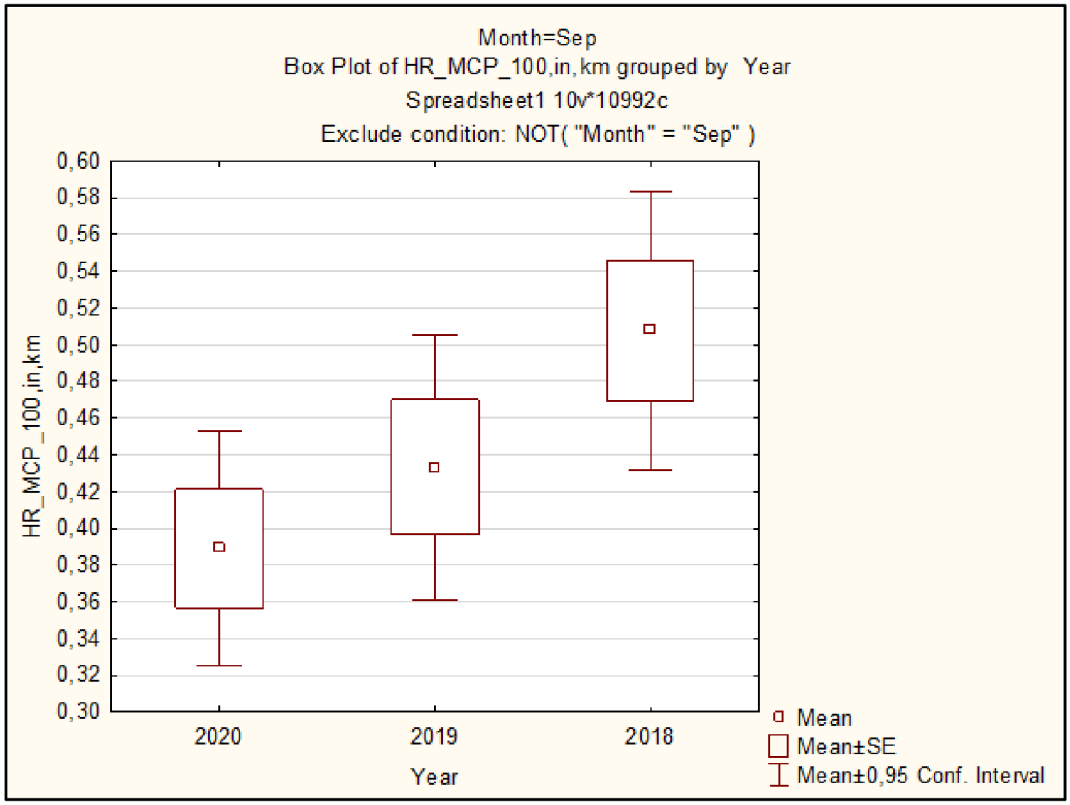
Tabulka 9: Velikosti denních domovských okrsků MCP 100 (km^2) se směrodatnou odchylkou v měsíci srpnu.

Month=Aug
Year; Unweighted Means (Spreadsheet139)
Current effect: F(2, 1612)=17,462, p=,00000
Effective hypothesis decomposition

Year	Daily_HR_MCP_100,in,km Mean	Daily_HR_MCP_100,in,km Std.Err.	Daily_HR_MCP_100,in,km -95,00%	Daily_HR_MCP_100,in,km +95,00%
2018	0,256348	0,034748	0,188192	0,324505
2019	0,376464	0,033014	0,311709	0,441218
2020	0,575907	0,041506	0,494495	0,657319

5.1.5 Září

Graf 5 ukazuje, že největší denní domovský okrsek v měsíci září má jelen evropský v roce 2018. Oproti předchozím měsícům, kde se vyskytoval alespoň jeden statisticky prokazatelný rok, kde se domovský okrsek změnil, v tomto měsíci dosahují hodnoty menších rozdílů (F = 2,402; p = 0,091). Sice je viditelné určité zmenšení hodnot z velikosti 0,508 ± 0,036 km^2 z roku 2018 na 0,389 ± 0,044 km^2 v roce 2020, ale statisticky je to velmi málo prokazatelné, což ukazuje Tabulka 10.



Graf 5: Zářijové denní domovské okrsky MCP 100 z let 2018 až 2020.

Tabulka 10: Ukazatele Tukeyho post-hoc testu v zářijových denních domovských okrscích MCP 100 v letech 2018 až 2020.

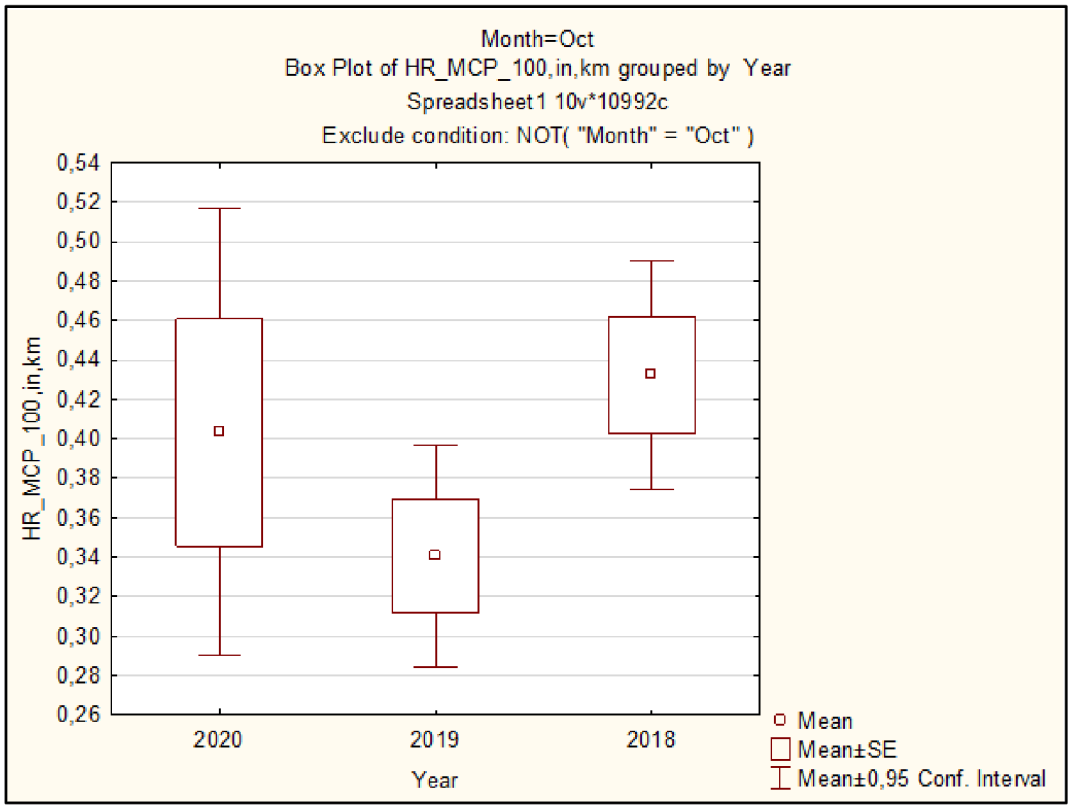
Month=Sep
Tukey HSD test; variable Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139)
Approximate Probabilities for Post Hoc Tests
Error: Between MS = ,71305, df = 1531,0

Cell No.	Year	{1} ,50754	{2} ,43325	{3} ,38895
1	2018		0,292351	0,088556
2	2019	0,292351		0,705432
3	2020	0,088556	0,705432	

5.1.6 Říjen

Říjnový domovský okrsek MCP 100 se dle jednofaktorové Anovy v rozmezí let 2018 až 2020 statisticky nelišil (F = 1783; p = 0,169).

Největší rozlohu měl v roce 2018 a to 0,432 ± 0,035 km^2. Nejmenší hodnotu měl rok 2019 a to 0,341 ± 0,035 km^2. V roce 2020 byla velikost denního domovského okrsku 0,431 ± 0,042 km^2. Vše znázorňuje Graf 6 a Tabulka 11.



Graf 6: Říjnové domovské okrsky MCP 100 v letech 2018 až 2020.

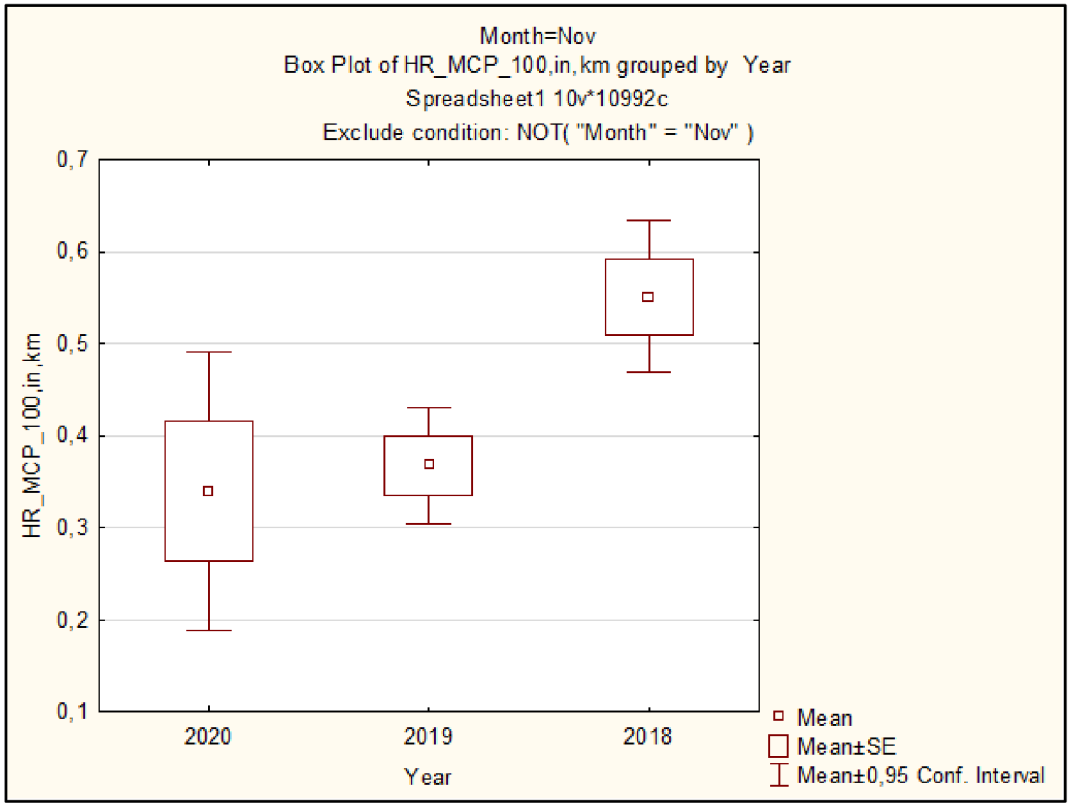
Tabulka 11: Velikosti denních říjnových domovských okrsků MCP 100 v letech 2018 až 2020.

Month=Oct
Year; Unweighted Means (Spreadsheet1)
Current effect: F(2, 1427)=1,7825, p=,16859
Effective hypothesis decomposition

Year	HR_MCP_100,in,km Mean	HR_MCP_100,in,km Std.Err.	HR_MCP_100,in,km -95,00%	HR_MCP_100,in,km +95,00%	N
2018	0,432439	0,034954	0,363872	0,501007	531
2019	0,340512	0,035053	0,271751	0,409274	528
2020	0,403195	0,041818	0,321164	0,485226	371

5.1.7 Listopad

U listopadových dat byl prokázán rozdíl dle roku na velikost denního domovského okrsku MCP 100 (F = 5,934; p = 0,003). Statisticky významné rozdíly lze vylišit mezi všemi lety, výjimku tvoří rozdíl mezi rokem 2019 a 2020. V letech 2018 měl domovský okrsek rozlohu 0,551 km^2, v roce 2019 0,368 km^2 a rozloha v roce 2020 činila 0,340 km^2. Směrodatná odchylka se pohybovala v rozmezí ± 0,045 do 0,055 km^2, viz Graf 7 a Tabulka 12.



Graf 7: Listopadové domovské okrsky MCP 100 mezi lety 2018 až 2020.

Tabulka 12: Znázornění statisticky průkazných rozdílů (červeně zvýrazněno) velikosti denních domovských okrsků MCP 100 dle Tukeyho post-hoc testu v listopadu let 2018 až 2020.

Month=Nov
Tukey HSD test; variable Daily_HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet139)
Approximate Probabilities for Post Hoc Tests
Error: Between MS = ,97349, df = 1285,0

Cell No.	Year	{1} ,55085	{2} ,36762	{3} ,33999
1	2018		0,01064379	0,00864048
2	2019	0,01064379		0,920519
3	2020	0,00864048	0,920519	

5.1.8 Souhrn

Tabulka 13 znázorňuje přehled velikostí denních domovských okrsků jelena evropského MCP 100 v jednotlivých měsících a letech. Největší domovský okrsek je v srpnu roku 2020, je zde i největší nárust využité plochy mezi jednotlivými lety.

Většina měsíců má statisticky prokazatelné rozdíly v denních domovských okrscích MCP 100 mezi jednotlivými lety. Výjimkou jsou září s říjnem. Zde je dost pravděpodobná stálost díky probíhající říji jelení zvěře, která má svá říjiště velmi stálá, proto se jejich prostorová aktivita výrazněji neměnila.

V květnu, červnu, červenci a srpnu měl domovský okrsek MCP 100 s každým dalším rokem tendenci se zvětšovat. Klesající trend je zaznamenán v listopadu. V září a říjnu jeho velikost kolísá.

Tabulka 13: Jednotlivé velikosti denních domovských okrsků dle měsíců v letech 2018 až 2020 s vylišeným statistickým rozdílem.

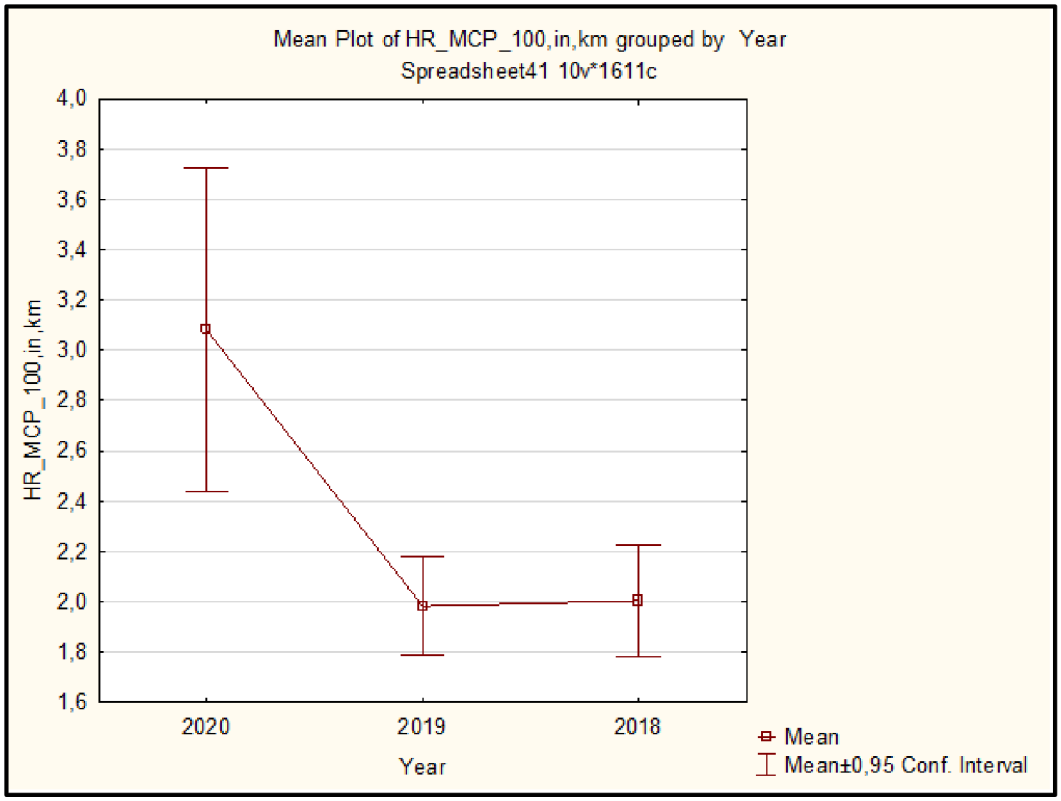
Denní velikost domovského okrsku MCP 100 v km^2 bez směrodatné odchylky				
měsíc	**2018**	**2019**	**2020**	**Statistický rozdíl**
květen	0,2972	0,3125	0,5615	**
červen	0,2586	0,3123	0,4458	**
červenec	0,2530	0,2811	0,4301	**
srpen	0,2563	0,3765	0,5760	***
září	0,5075	0,4332	0,3890	*
říjen	0,4324	0,3405	0,4032	*
listopad	0,5509	0,3676	0,3400	**

Legenda: *** - signifikantní rozdíl; ** - méně signifikantní rozdíl; * - statisticky nevýznamný rozdíl.

5.2 Velikost týdenních domovských okrsků jelena evropského

Jednofaktorová Anova s Tukeyho post-hoc testem stanovili, že týdenní domovský okrsek MCP 100 u jelena evropského se pohyboval v rozmezí od 1,95 do 3,15 km^2. V letech 2018 a 2019 byl velmi podobný, jsou zde viditelné pouze malé rozdíly. Oproti tomu v roce 2020 zaznamenává velký nárust využívané plochy. Tento nárust je statisticky prokazatelný. V roce 2020 se ve studované oblasti začal vyskytovat ve větší míře vlk obecný, ten je jedním z nejvýznamnějších

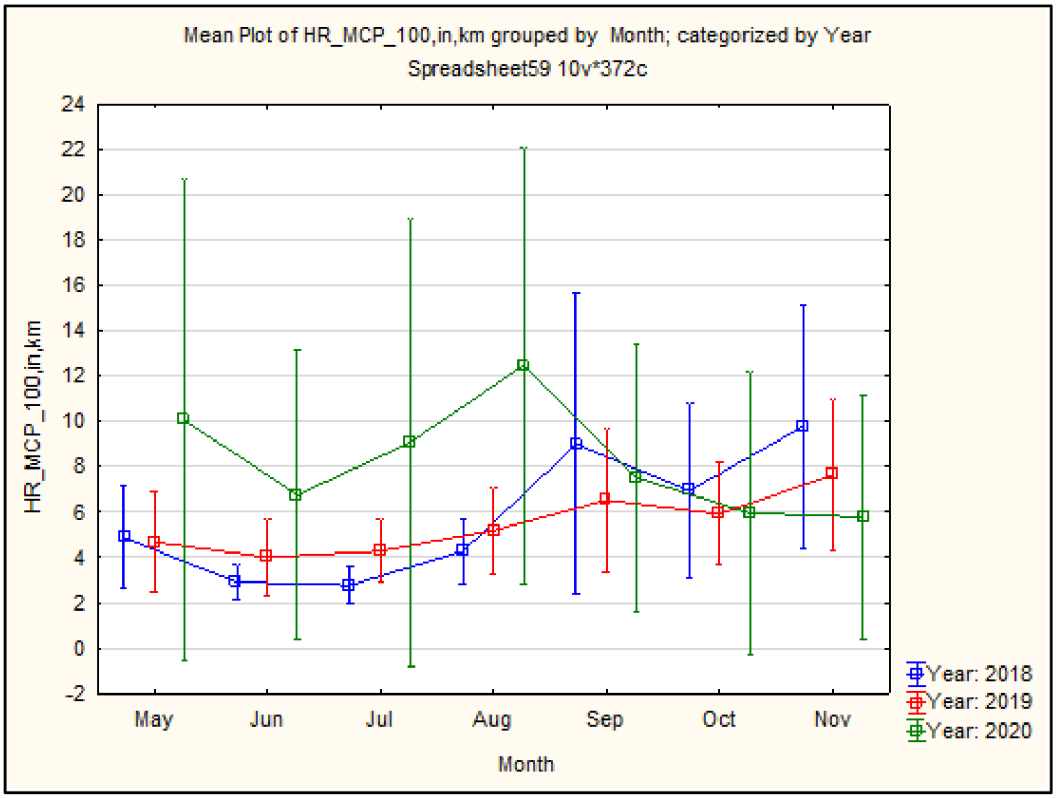
faktorů nárustu velikosti využívání plochy domovského okrsku. Vše dokumentuje Graf 8.



Graf 8: Znázornění velikosti týdenních domovských okrsků MCP 100 (v km^2) v letech 2018 až 2020.

Graf 9 znázorňuje rozdíly v týdenních domovských okrscích MCP 100 jelena evropského ve sledovaných měsících let 2018, 2019 a 2020. V roce 2020 lze sledovat nárust velikosti domovského okrsku od května do srpna, kde srpnová hodnota je nejvyšší. Poté od října do listopadu velikost zase klesá, a je podobná hodnotám z let 2018 a 2019.

Roky 2018 a 2019 mají hodnoty ve všech měsících velmi podobné, přesto domovské okrsky od září do listopadu mají větší velikost než předchozí měsíce. Nejvyšší měsíční domovský okrsek MCP 100 se u obou let nachází v listopadu. Avšak statisticky průkazný rozdíl mezi studovanými lety nebyl zaznamenán ani v jednom měsíci.



Graf 9: Velikost týdenních domovských okrsků MCP 100 (v km^2) porovnaná dle měsíců v letech 2018, 2019 a 2020.

5.3 Velikost měsíčních domovských okrsků jelena evropského

Graf 10 znázorňuje velikosti a prolnutí jednotlivých měsíčních domovských okrsků MCP 100 v určitých měsících let 2018 až 2020. Je zde viditelný rozdíl v jarních a letních měsících oproti podzimním měsícům. V roce 2020 se velikost domovských okrsků zvětšila v měsících květnu, červnu, červenci a srpnu. V posledním z jmenovaných měsíců byla hodnota nejvyšší.

Tabulka 14 znázorňuje, zda jsou statisticky prokazatelné rozdíly ve velikosti měsíčního domovského okrsku MCP 100 v měsíci srpnu pro roky 2018 až 2020. Vygenerovány byly jednofaktorovou Anovou s pomocí Tukeyho post-hoc testu. Statisticky významný rozdíl ($F = 4{,}316$; $p = 0{,}018$) mezi velikostí okrsků v jednotlivých letech byl právě v srpnu prokázán. V tomto měsíci byla hodnota domovského okrsku v roce 2018 4,282 ± 1,862 km^2 a v roce 2020 už jeho velikost byla 12,466 ± 2,310 km^2, zároveň je to největší velikost v sledovaném období.

Tabulka 14: Rozdíl měsíčních srpnových domovských okrsků MCP 100 (znázorněn červeně) v letech 2018 až 2020.

Cell No.	Month=Aug Tukey HSD test; variable HR_MCP_100,in,km (Spreadsheet1) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 69,361, df = 52,000			
	Year	{1} 4,2819	{2} 5,1854	{3} 12,466
1	2018		0,934471	0,02158422
2	2019	0,934471		0,04089674
3	2020	0,02158422	0,04089674	

Dále na Grafu 10 vidíme, že v září, říjnu a listopadu se velikosti jednotlivých měsíčních domovských okrsků MCP 100 ve všech tří letech velmi podobali, nejsou zde viditelné větší výkyvy. To samé lze vidět i v Tabulce 15, která vyjadřuje celkovou plochu měsíčních domovských okrsků MCP 100, pro každý rok zvlášť.

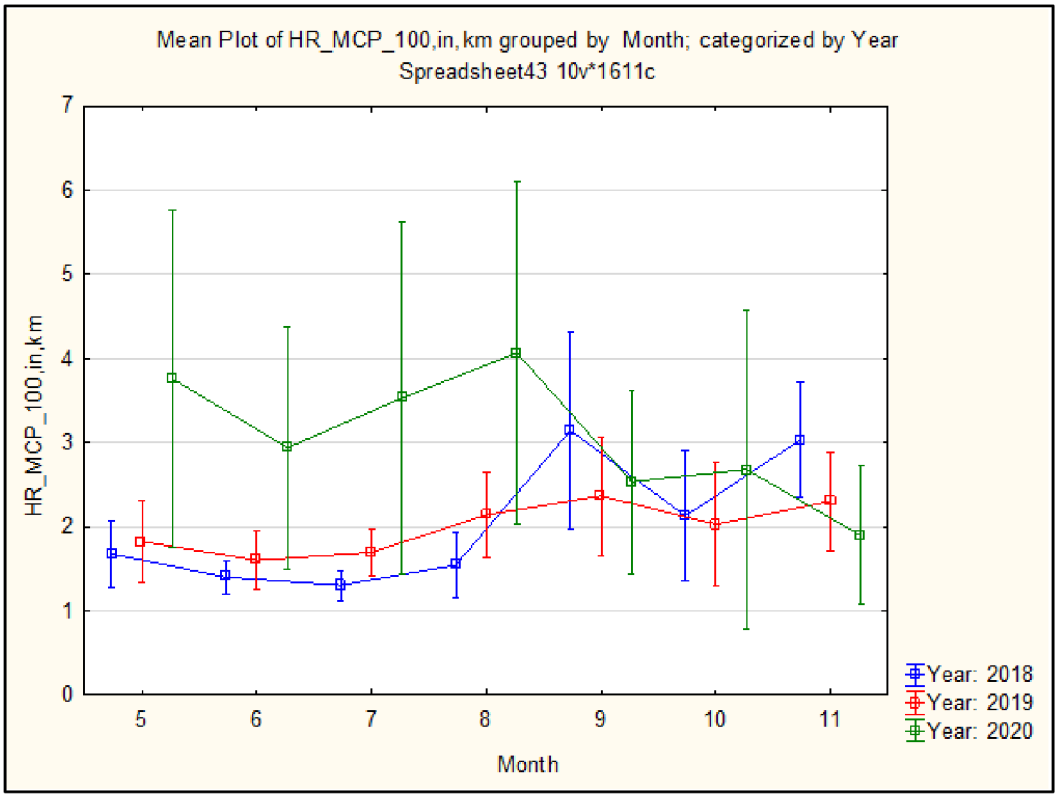
Měsíční domovské okrsky v roce 2020 byly v prvních čtyřech měsících sledování výrazně vyšší oproti letům 2018 a 2019. V srpnu jeho velikost kulminovala. V září, říjnu a listopadu velikost domovského okrsku velmi poklesla oproti předchozím měsícům.

V letech 2018 a 2019 byl trend opačný. Jarní a letní měsíce měli menší hodnoty domovského okrsku MCP 100, ale od srpna se velikost naopak zvyšovala.

Tabulka 15: Jednotlivé velikosti měsíčních domovských okrsků MCP 100 v určitých měsících v letech 2018 až 2020 s vylišeným statistickým rozdílem.

Měsíční velikost domovského okrsku MCP 100 v km^2 bez směrodatné odchylky				
měsíc	**2018**	**2019**	**2020**	**Statistický rozdíl**
květen	4,880	4,681	10,070	*
červen	2,907	4,013	6,753	*
červenec	2,774	4,286	9,086	*
srpen	4,282	5,185	12,466	**
září	8,999	6,533	7,520	*
říjen	6,947	5,920	5,964	*
listopad	9,773	7,647	5,785	*

Legenda: ** - méně signifikantní rozdíl; * - statisticky nevýznamný rozdíl.



Graf 10: Velikost měsíčních domovských okrsků MCP 100 v letech 2018 až 2020, kde čísla na ose x znázorňují kalendářní měsíce.

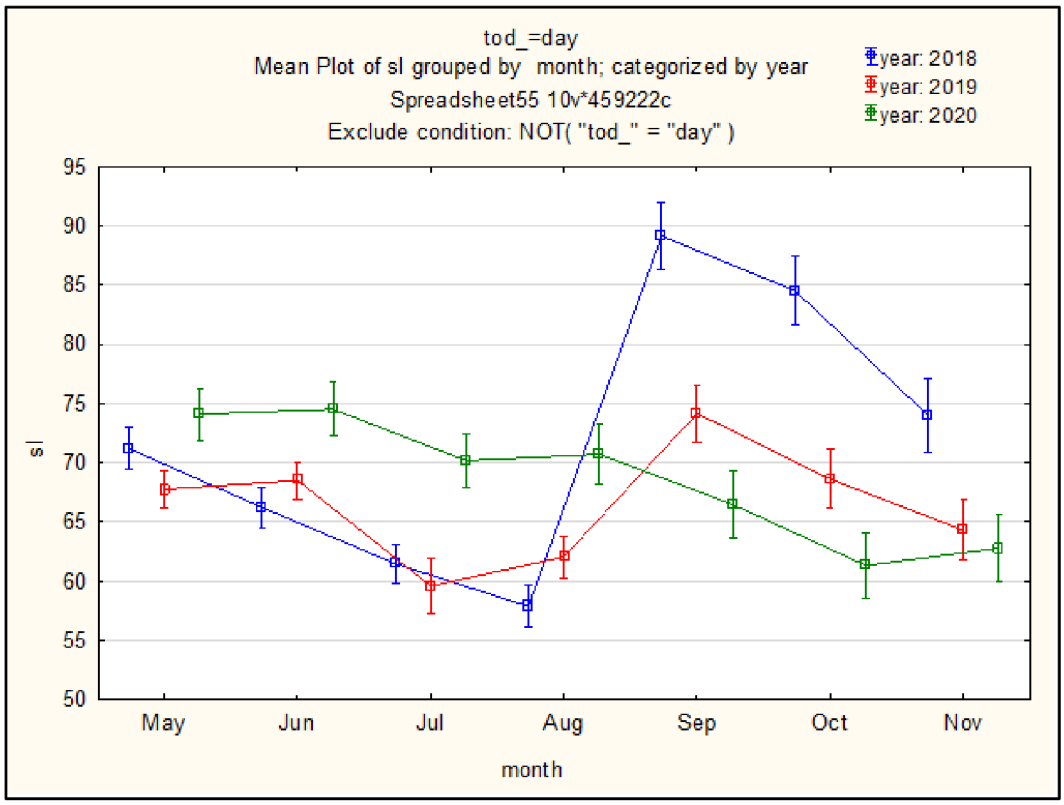
5.4 Vzdálenost ušlá v hodinovém intervalu

5.4.1 Denní

Na Grafu 11 lze vidět ušlou denní vzdálenost v jednotlivých měsících let 2018 až 2020. Zaznamenáván byl tzv. step length, což je průměrná vzdálenost, kterou jedinec ujde za jednu hodinu, uváděna v metrech. V roce 2018 je trend velikosti ušlé denní vzdálenosti od května do srpna klesající, prudký nárust je viditelný ze srpna na září. V říjnu a listopadu opět klesá. V srpnu tohoto roku je hodnota denní ušlé intervalové vzdálenosti nejnižší, naopak v září je tato hodnota nejvyšší.

Rok 2019 má velmi kolísavé hodnoty. V červnu se oproti květnu hodnoty zvětšily, v červenci je zaznamenán pokles oproti předchozímu měsíci, srpen se zářím zaznamenává další navyšování hodnot oproti předešlému měsíci, přičemž zářijová celková ušlá vzdálenost je největší za tento rok. Říjnové a listopadové hodnoty oproti září zase klesají.

Nejstálejší hodnoty má rok 2020, kde ušlá denní intervalová vzdálenost převážně klesá, s výjimkou měsíců červen, srpen a listopad.

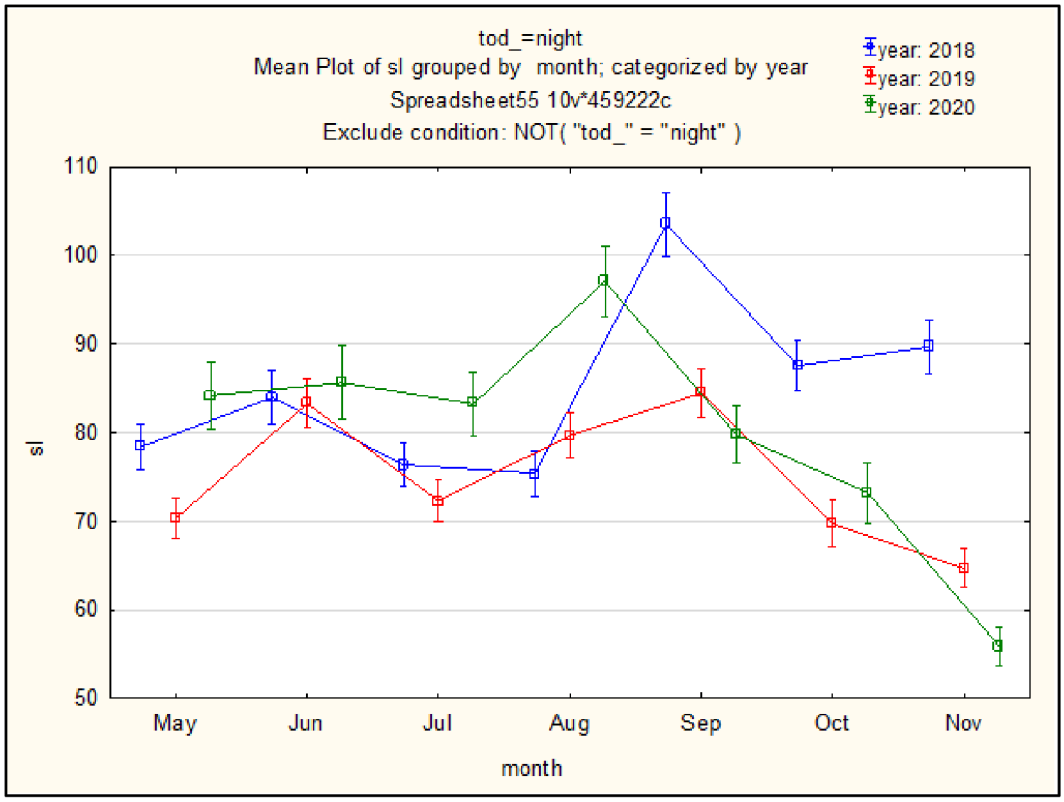


Graf 11: Ušlá denní vzdálenost (v metrech) v hodinovém intervalu dle měsíců v letech 2018 až 2020.

5.4.2 Noční

Noční ušlá intervalová vzdálenost kolísá ve všech třech sledovaných letech. Rok 2018 a 2019 mají hodně podobný průběh trendu. Měsíce srpen a listopad mají rozdílný trend. V roce 2018 je viditelné nejvýraznější nárust hodnoty ušlé intervalové vzdálenosti ze srpna do září. Září tohoto roku má nejvyšší hodnoty za celé sledované období.

První tři měsíce jsou velmi stálé v roce 2020. Poté je zde nárust velikosti ušlé noční intervalové vzdálenosti z července na srpen, následně od měsíce srpna hodnoty pouze klesají. Listopad tohoto roku má nejmenší naměřené hodnoty ušlé noční intervalové vzdálenosti. Všechny tři roky se velmi prolínají svými naměřenými hodnotami viz Graf 12.



Graf 12: Ušlá vzdálenost přes noc (v metrech) v hodinovém intervalu dle měsíců v letech 2018 až 2020.

5.4.3 Celková

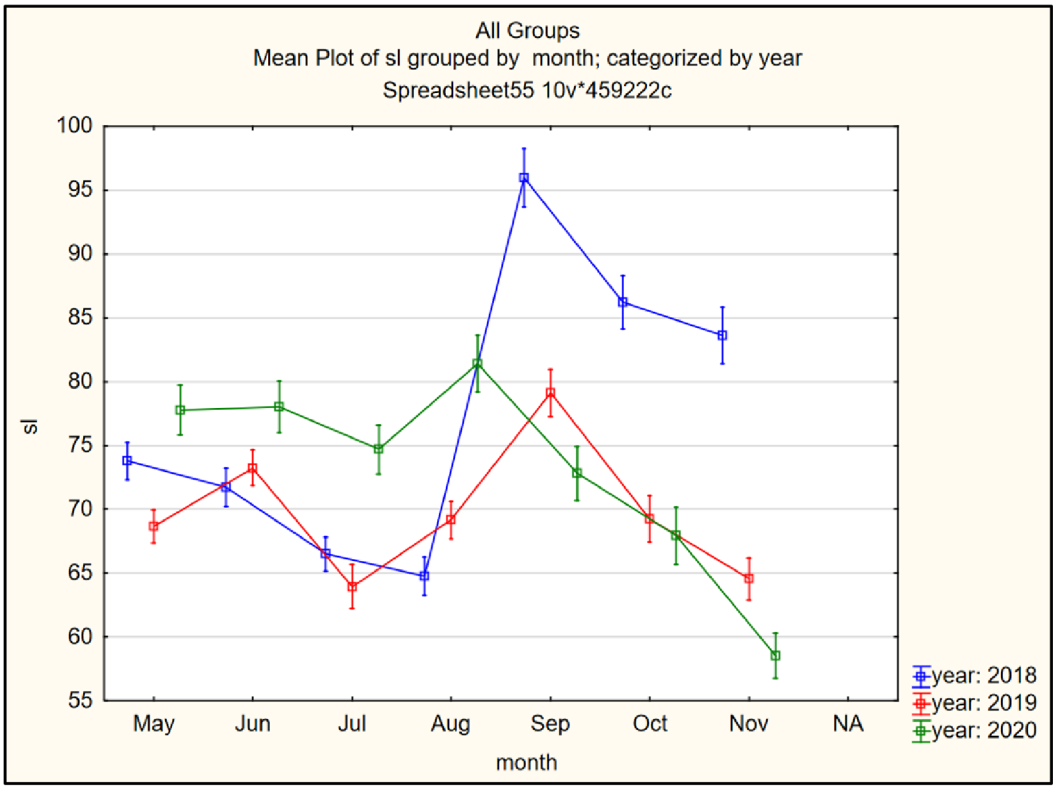
Na Grafu 13 lze vidět ušlou intervalovou vzdálenost za celý den, která byla zaznamenávána v hodinových intervalech. Graf ji znázorňuje dle měsíců v jednotlivých letech, ve kterých se prováděl výzkum. Délka ušlé celkové intervalové vzdálenosti v jednom dni se proměňuje v měsících velmi nerovnoměrně. V roce 2018 je od května do srpna klesající, v září najednou prudce vzroste, poté v říjnu a listopadu zase klesá.

Rok 2019 má velmi kolísavé hodnoty. V červnu se oproti květnu zvětšila, v červenci je zase nižší, srpen a září zaznamenávají další navyšování hodnot oproti předešlému měsíci, přičemž zářijová celková ušlá vzdálenost je největší za tento rok. Říjnové a listopadové hodnoty oproti září zase klesají.

Podobný průběh velikostí s rokem 2019 má rok 2020, kde květnové až srpnové hodnoty velmi podobně kopírují průběh křivky roku 2019, ovšem s o něco většími hodnotami. V roce 2020 měl srpen největší hodnotu ušlé celkové

intervalové vzdálenosti. Následně od tohoto měsíce ušlé celkové vzdálenosti pouze klesaly, a to až tak, že v listopadu byla hodnota nejmenší za celou dobu sledování.

V letech 2018 a 2019 se denní a noční ušlé vzdálenosti dosti shodují v trendu klesání a stoupání. Rok 2020 je oproti tomu v denní ušlé intervalové vzdálenosti plošší a má spíše kolísavý trend. Noční ušlé intervalové vzdálenosti v tomto roce je velmi kolísavý.



Graf 13: Ušlá vzdálenost za celý den (v metrech) v hodinových intervalech dle měsíců v letech 2018 až 2020.

6 Diskuze

Vlk obecný (*Canis lupus*), jakožto vrcholový predátor, svým výskytem v jakékoliv oblasti ovlivňuje chování tamních populací volně žijící zvěře. Data, která byla získána pomocí GPS obojků umístěných na krku sledovaných jedinců jelena evropského (*Cervus elaphus*), nám poskytla hodnotné informace o časoprostorovém chování jelení zvěře před a po návratu vlka obecného do oblasti Doupovských hor.

Studie pohybové aktivity jelena evropského v Bulharsku, kde bylo sledováno 18 jedinců (14 jelenů a 4 laně), přinesla data o průměrné ušlé vzdálenosti sledovaných jedinců okolo 54,37 metrů za jednu hodinu (Zlatanova et al., 2019). Vzdálenost, kterou ušli sledování jedinci z Doupovských hor za jednu hodinu, se průměrně pohybovala mezi 70 a 75 metry. Jsou zde viditelné výkyvy v jednotlivých měsících a letech sledování. Rok 2018 zaznamenal od září do listopadu velké navýšení ušlé vzdálenosti za jednu hodinu. Tento jev může být způsoben říjí jelení zvěře a jejími dozvuky spojenými s následnou říjí jelena siky japonského (*Cervus nippon nippon*), která v těchto měsících probíhá, což by potvrzovalo studii Csányové et al. (2022) v Maďarsku. Ta tvrdí, že největší aktivitu mají jeleni v první polovině září. Dalším nevylučitelným faktorem může být rozsáhlé vojenské cvičení, které ve Vojenském výcvikovém prostoru Hradiště občasně probíhají. Denní ušlá vzdálenost za jednu hodinu v květnu až srpnu byla v roce 2020 významně vyšší oproti předešlým letům, ve kterých se vlk v dané oblasti nevyskytoval. To ukazuje, že jeho přítomnost, která v tomto roce nastala, koreluje s vyšším pohybovou aktivitou jelena evropského. Tento poznatek by potvrzoval tvrzení Smolko et al. (2018) a Churski et al. (2021), že jelení zvěř při migraci a vyhledávání potravy využívá plochy s menší vlčí aktivitou, proto zde dochází k nárustu ušlé vzdálenosti.

Jelen evropský je považován v této oblasti za jednu z nejčastějších kořistí vlků obecných, proto se předpokládá, že predační tlak bude mít u této zvěře velkou roli. Dle Bubnicki et al. (2019) hlavní kořist reaguje na přítomnost predátora ze všech druhů volně žijící zvěře nejvíce. V oblasti obydlené vlky, ve které se vlci rozmnožují, probíhá v době reprodukce intenzivní predace na sníženém prostoru výskytu, především v okolí výskytu mláďat. Tato doba se překrývá s dobou kladení

mláďat jelena evropského, to může působit jako faktor, proč se laním v období května až srpna navýšila velikost domovského okrsku.

Velikosti domovských okrsků MCP 100 ve sledovaných měsících (květen až listopad) se v rámci let mění, signifikantní rozdíl byl zaznamenán v srpnu. V září s říjnem nebyl nalezen statistický rozdíl, v ostatních měsících byl shledán méně signifikantní rozdíl. Tento jev jednoznačně potvrzuje, že celková denní pohybová aktivita jelení zvěře za přítomnosti vlka obecného se z velké části roku zvětšuje.

Na změnu velikosti domovského okrsku při období říje poukazuje Csányová et al. (2022), kde výsledky zaznamenávají zvýšený pohyb jedinců zaznamenaný ke konci srpna a v září. Podobný trend vyznačují i výsledky mé studie. Od měsíce srpna a září dochází v letech bez přítomnosti vlka ke zvýšení velikosti domovských okrsků, zatímco v roce 2020 při přítomnosti vlka se velikost domovského okrsku v období říje snížila na podobné hodnoty, které byly zaznamenávány v předchozích letech. Podle Smolko et al. (2018) a Gaynor et al. (2019) tento pokles může být způsoben faktorem kolektivní ochrany, na který volně žijící kopytníci často spoléhají. Vysvětlením tohoto jevu mohou být stále místa, kde se jelení zvěř páří, a to jak za přítomnosti vlků, tak bez nich. Dalším faktorem může být dospívání mláďat a s tím spojené jejich osamostatňování od matky.

7 Závěr

Vliv vlka obecného (*Canis lupus*) na časoprostorovou aktivitu jeho předpokládané hlavní kořisti v Doupovských horách, jelena evropského (*Cervus elaphus*) byl velmi působivý. Z výsledků bakalářské práce vyplývá, že změny ve velikosti domovských okrsků jelena evropského (*Cervus elaphus*) po návratu tohoto vrcholového predátora se projevily především v denních a týdenních hodnotách. V roce s přítomností vlka obecného (2020) se velikosti denních domovských okrsků razantně zvýšily skoro ve všech měsících. Týdenní velikosti v roce 2020 také razantně převyšovaly zbylé dva sledované roky. Oproti tomu měsíční hodnoty nedosahovaly statisticky významnějších parametrů, výjimkou byl měsíc srpen, kde byl nejvyšší nárust hodnot. Z přiložených tabulek a grafů lze vyčíst, že výsledky se přiklánějí k předpokládanému vlivu predátorů na kořist, kde se denní a týdenní parametry, jak ušlé vzdálenosti, tak velikosti domovských okrsků, zvětšují s přítomností tohoto predátora. Naopak nelze potvrdit, že by přítomnost vlka obecného (*Canis lupus*) měla významnější vliv na celkovou velikost domovského okrsku. Vyplývá z toho, že zvěř se častěji pohybuje kvůli riziku predace, ale svůj celkový domovský okrsek zásadně nemění.

Pro přesnější a spolehlivější výzkum vlivu velkých šelem na volně žijící zvěř v Doupovských horách by byl za potřebí větší počet sledovaných jedinců kořisti i predátorů. Výzkum by mohl být rozšířen i na jedince jelena siky japonského (*Cervus nippon nippon*) a prasete divokého (*Sus scrofa*). Výhodou by bylo označení telemetrickými obojky i vlka obecného (*Canis lupus*), aby mohlo dojít k propojení časových a lokačních údajů predátora s jeho kořistí.

Doufám, že bakalářská práce pomůže k prohloubení znalostí o vlivu predátorů na kořist na území České republiky. Dále by toto poznání mohlo být přínosné k pochopení závislosti prostoru a aktivity pohybu zvěře, které by mohlo být upotřebeno v lesnické praxi. Například z hlediska osvěty veřejnosti o těchto velkých šelmách, vývoje škod na lesní porosty a případný návrh opatření v managementu početních stavů volně žijící zvěře. Dále by byla zajímavá studie o genetickém původu a různorodosti zde se vyskytujících jedinců.

8 Seznam literatury

ANDĚL, P.; MINÁRIKOVÁ, T.; ANDREAS, M. *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce.* 1. vyd. Liberec: Evernia s.r.o., AOPK ČR, 2010. 137 s. ISBN 978-80-903787-5-9.

BECKER, M. S.; GARROTT, R. A.; WHITE, P. J.; GOWER, C. N.; BERGMAN, E. J.; JAFFE, R. Wolf Prey Selection in an Elk-Bison System. In GARROTT, R. A.; WHITE, P. J.; WATSON, F. G. R. (eds.). *The Ecology of Large Mammals in Central Yellowstone: Sixteen Years of Integrated Field Studies*. 1. vyd. USA: Elsevier, 2008, s. 305-337. ISBN 9780123741745.

BESCHTA, R. L.; RIPPLE, W. J. Recovering Riparian Plant Communities with Wolves in Northern Yellowstone, U.S.A. *Restoration Ecology*. 2010, vol. 18, no. 3, s. 380-389. ISSN 10612971.

BESCHTA, R. L.; RIPPLE, W. J. Wolves, elk, and aspen in the winter range of Jasper National Park, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 2007, vol. 37, no. 10, s. 1873-1885. ISSN 0045-5067.

BISCHOF, R.; LOE, L. E.; MEISINGSET, E. L.; ZIMMERMANN, B.; VAN MOORTER, B.; MYSTERUD, A. A Migratory Northern Ungulate in the Pursuit of Spring: Jumping or Surfing the Green Wave? *The American Naturalist*. 2012, vol. 180, no. 4, s. 407-424. ISSN 0003-0147.

BISI, J.; KURKI, S.; SVENSBERG, M.; LIUKKONEN, T. Human dimensions of wolf (Canis lupus) conflicts in Finland. *European Journal of Wildlife Research*. 2007, vol. 53, no. 4, s. 304-314. ISSN 1612-4642.

BOJARSKA, K.; KUREK, K.; ŚNIEŻKO, S.; WIERZBOWSKA, I.; KRÓL, W.; ZYŚK-GORCZYŃSKA, E.; BAŚ, G.; WIDERA, E.; OKARMA, H. Winter severity and anthropogenic factors affect spatial behaviour of red deer in the Carpathians. *Mammal Research.* 2020, vol. 65, no. 4, s. 815-823. ISSN 2199-2401.

BUBNICKI, J. W.; CHURSKI, M.; SCHMIDT, K.; DISERENS, T. A.; KUIJPER, D. P. J. Linking spatial patterns of terrestrial herbivore community structure to trophic interactions. *eLife*. 2019, vol. 8, no. 10, s. 1-68. ISSN 2050-084X.

CAIN, P. W.; CROSS, M. D. An open-source hardware GPS data logger for wildlife radio-telemetry studies: A case study using Eastern box turtles. *HardwareX*. 2018, vol. 3, no. 4, s. 82-90. ISSN 24680672.

CARRANZA, J.; HIDALGO DE TRUCIOS, S. J.; MEDINA, R.; VALENCIA, J.; DELGADO, J. Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. *Applied Animal Behaviour Science*. 1991, vol. 30, no. 3-4, s. 363-371. ISSN 01681591.

CIUTI, S.; NORTHRUP, J. M.; MUHLY, T. B.; SIMI, S.; MUSIANI, M.; PITT, J. A.; BOYCE, M. S.; MOREIRA, N. Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *Plos one*. 2012, vol. 7, no. 11, s. 1-13. ISSN 1932-6203.

CSÁNYI, E.; TARI, T.; NÉMETH, S.; SÁNDOR, G. "Move or Not to Move"-Red Deer Stags Movement Activity during the Rut. *Animals*. 2022, vol. 12, no. 5, s. 1-12. ISSN 2076-2615.

ČERVENÝ, J.; ŠŤASTNÝ, K.; KOUBEK, P. *Zvěř: Ottova encyklopedie.* 1. vyd. Praha: Ottovo nakladatelství, 2016. 400 s. ISBN 978-80-7451-521-7.

DAVIE, H. S.; STOKOWSKI, P. A.; ANKHBAYAR, L.; MURDOCH, J. D. Herders and Wolves in Post-Soviet Society: An Ethnographic Study in Mongolia's Ikh Nart Nature Reserve. *Human Dimensions of Wildlife*. 2014, vol. 19, no. 4, s. 319-333. ISSN 1087-1209.

DVOŘÁK, S.; BARTÁK, V.; MACHÁČEK, Z.; MATĚJŮ, J. Home range size and spatio-temporal dynamics of male sika deer (Cervus nippon ; Cervidae, Artiodactyla) in an introduced population. *Folia Zoologica*. 2014, vol. 63, no. 2, s. 103-115. ISSN 0139-7893.

FEJKLOVÁ, P.; BUFKA, L.; BARTOŠOVÁ, D.; KOUBEK, P.; ČERVENÝ, J. Poznámky k potravě vlka obecného (Canis lupus) v České republice. *Lynx, nová série*. 2004, vol. 35, no. 1, s. 27–33. ISSN 0024-7774.

FELTON, A. M.; WAM, H. K.; STOLTER, C.; MATHISEN, K. M.; WALLGREN, M. The complexity of interacting nutritional drivers behind food selection, a review of northern cervids. *Ecosphere*. 2018, vol. 9, no. 5, s. 1-25. ISSN 2150-8925.

FLAGEL, D. G.; BELOVSKY, G. E.; CRAMER, M. J.; BEYER, D. E.; ROBERTSON, K. E. Fear and loathing in a Great Lakes forest: cascading effects of competition between wolves and coyotes. *Journal of Mammalogy*. 2017, vol, 98, no. 1, s. 77-84. ISSN 0022-2372.

FLOUSEK, J.; ZAJĄC, T.; KUTAL, M.; ŻUCZKOWSKI, M.; PAŁUCKI, A.; PUDIL, M.; KAFKA, P. Velké selmy (Carnivora) v Krkonosích, Jizerských horách, Górach Stolowych a na Broumovsku (Česká republika, Polsko)-minulost a prítomnost. *Opera Corcontica*, 2014, vol. 51, no. 12, s. 37-39.

FRANK, K.; BLEIER, N.; TÓTH, B.; SUGÁR, L.; HORN, P.; BARTA, E.; OROSZ, L.; STÉGER, V. The presence of Balkan and Iberian red deer (Cervus elaphus) mitochondrial DNA lineages in the Carpathian Basin. *Mammalian Biology*. 2017, vol. 86, no. 9, s. 48-55. ISSN 16165047.

FRANKHAM, R. Genetics and extinction. *Biological Conservation*. 2005, vol. 126, no. 2, s. 131-140. ISSN 00063207.

GANKHUYAG, G.; CEACERO, F.; YANSANJAV, A.; HEJCMANOVÁ, P.; DAVAA, L.; NAMKHAIDORJ, S.; ČERNÁ BOLFÍKOVÁ, B. Long-term trends in livestock and wildlife interactions: do livestock numbers predict recent trends of wolves, foxes, and rodents' populations in Mongolian rangelands?. *Journal for Nature Conservation*. 2021, vol. 60, no. 4, s. 1-6. ISSN 16171381.

GAYNOR, K. M.; BROWN, J. S.; MIDDLETON, A. D.; POWER, M. E.; BRASHARES, J. S. Landscapes of Fear: Spatial Patterns of Risk Perception and

Response. *Trends in Ecology and Evolution.* 2019, vol. 34, no. 4, s. 355-368. ISSN 01695347.

GILLICH, B.; MICHLER, F.-U.; STOLTER, C.; RIEGER, S. Differences in social-space–time behaviour of two red deer herds (Cervus elaphus). *Acta ethologica*. 2021, vol. 24, no. 3, s. 185-195. ISSN 0873-9749.

GUINNESS, F. E.; HALL, M. J.; COCKERILL, R. A. Mother-offspring association in red deer (Cervus elaphus L.) on rhum. *Animal Behaviour*. 1979, vol. 27, no. 2, s. 536-544. ISSN 00033472.

HAYES, R. D.; HARESTAD, A. S. Demography of a recovering wolf population in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology*. 2000, vol. 78, no. 1, s. 36-48. ISSN 0008-4301.

HINDRIKSON, M.; REMM, J.; PILOT, M.; GODINHO, R.; STRONEN, A. V.; BALTRŪNAITÉ, L.; CZARNOMSKA, S. D.; LEONARD, J. A.; RANDI, E.; NOWAK, C.; ÅKESSON, M.; LÓPEZ-BAO, J. V.; ÁLVARES, F.; LLANEZA, L.; ECHEGARAY, J.; VILÀ, C.; OZOLINS, J.; RUNGIS, D.; ASPI, J.; PAULE, L.; SKRBINŠEK, T.; SAARMA, U. Wolf population genetics in Europe: a systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. *Biological Reviews*. 2017, vol. 92, no. 3, s. 1601-1629. ISSN 14647931.

HROMAS, J. *Myslivost.* 1. vyd. Písek: Matice lesnická spol. s r.o. ve spolupráci s Českomoravskou mysliveckou jednotou, 2000. 491 s. ISBN 80-862-7104-8.

CHAPRON, G.; KACZENSKY, P.; LINNELL, J. D. C.; VON ARX, M.; HUBER, D.; ANDRÉN, H.; LÓPEZ-BAO, J. V.; ADAMEC, M.; ÁLVARES, F.; ANDERS, O.; BALČIAUSKAS, L.; BALYS, V.; BEDŐ, P.; BEGO, F.; BLANCO, J. C.; BREITENMOSER, U.; BRØSETH, H.; BUFKA, L.; BUNIKYTE, R.; CIUCCI, P.; DUTSOV, A.; ENGLEDER, T.; FUXJÄGER, C.; GROFF, C.; HOLMALA, K.; HOXHA, B.; ILIOPOULOS, Y.; IONESCU, O.; JEREMIĆ, J.; JERINA, K.; KLUTH, G.; KNAUER, F.; KOJOLA, I.; KOS, I.; KROFEL, M.; KUBALA, J.;

KUNOVAC, S.; KUSAK, J.; KUTAL, M.; LIBERG, O.; MAJIĆ, A.; MÄNNIL, P.; MANZ, R.; MARBOUTIN, E.; MARUCCO, F.; MELOVSKI, D.; MERSINI, K.; MERTZANIS, Y.; MYSŁAJEK, R. W.; NOWAK, S.; ODDEN, J.; OZOLINS, J.; PALOMERO, G.; PAUNOVIĆ, M.; PERSSON, J.; POTOČNIK, H.; QUENETTE, P.-Y.; RAUER, G.; REINHARDT, I.; RIGG, R.; RYSER, A.; SALVATORI, V.; SKRBINŠEK, T.; STOJANOV, A.; SWENSON, J. E.; SZEMETHY, L.; TRAJÇE, A.; TSINGARSKA-SEDEFCHEVA, E.; VÁŇA, M.; VEEROJA, R.; WABAKKEN, P.; WÖLFL, M.; WÖLFL, S.; ZIMMERMANN, F.; ZLATANOVA, D.; BOITANI, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*. 2014, vol. 346, no. 12, s. 1517-1519. ISSN 0036-8075.

CHURSKI, M.; SPITZER, R.; COISSAC, E.; TABERLET, P.; LESCINSKAITE, J.; VAN GINKEL, H. A. L.; KUIJPER, D. P. J.; CROMSIGT, J. P. G. M. How do forest management and wolf space-use affect diet composition of the wolf's main prey, the red deer versus a non-prey species, the European bison?. *Forest Ecology and Management*. 2021, vol. 479, no. 2, s. 1-21. ISSN 03781127.

JEDRZEJEWSKA, B.; OKARMA, H.; JEDRZEJEWSKI, W.; MILKOWSKI, L. Effects of Exploitation and Protection on Forest Structure, Ungulate Density and Wolf Predation in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *The Journal of Applied Ecology*. 1994, vol. 31, no. 4. s. 664-676. ISSN 00218901.

JĘDRZEJEWSKI, W.; SCHMIDT, K.; THEUERKAUF, J.; JĘDRZEJEWSKA, B.; SELVA, N.; ZUB, K.; SZYMURA, L. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in białowieża primeval forest (Poland). *Ecology*. 2002, vol. 83, no. 5, s. 1341-1356. ISSN 0012-9658.

JERINA, K. Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *Journal of Mammalogy*. 2012, vol. 93, no. 4, s. 1139-1148. ISSN 0022-2372.

JOHANSSON, Ö.; SIMMS, A.; MCCARTHY, T. From VHF to Satellite GPS Collars: Advancements. In MCCARTHY, T.; MALLON, D.; NYHUS, P. J. (eds.)

Snow Leopards. 1. vyd. London, San Diego, CA : Academic Press is an imprint of Elsevier, 2016, s. 355-365. ISBN 9780128022139.

KAMLER, J. F.; JEDRZEJEWSKI, W.; JEDRZEJEWSKA, B. Home Ranges of Red Deer in a European Old-growth Forest. *The American Midland Naturalist*. 2008, vol. 159, no.1, s. 75-82. ISSN 0003-0031.

KAUFFMAN, M. J.; VARLEY, N.; SMITH, D. W.; STAHLER, D. R.; MACNULTY, D. R.; BOYCE, M. S. Landscape heterogeneity shapes predation in a newly restored predator?prey system. *Ecology Letters*. 2007, vol. 10, no. 8, s. 690-700. ISSN 1461-023X.

KOHL, M. T.; STAHLER, D. R.; METZ, M. C.; FORESTER, J. D.; KAUFFMAN, M. J,; VARLEY, N.; WHITE, P. J.; SMITH, D. W.; MACNULTY, D. R. Diel predator activity drives a dynamic landscape of fear. *Ecological Monographs*. 2018, vol. 88, no. 4, s. 638-652. ISSN 0012-9615.

KUIJPER, D. P. J. Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research*. 2011, vol. 130, no. 6, s. 895-909. ISSN 1612-4669.

KUIJPER, D. P. J.; BUBNICKI, J. W.; CHURSKI, M.; MOLS, B.; VAN HOOFT, P. Context dependence of risk effects: wolves and tree logs create patches of fear in an old-growth forest. *Behavioral Ecology*. 2015, vol. 26, no. 6, s. 1558-1568. ISSN 1045-2249.

KUIJPER, D. P. J.; SAHLÉN, E.; ELMHAGEN, B.; CHAMAILLÉ-JAMMES, S.; SAND, H.; LONE, K.; CROMSIGT, J. P. G. M. Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2016, vol. 283, no. 10, s. 1-9. ISSN 0962-8452.

KUTAL, M.; BELOTTI, E.; VOLFOVÁ, J.; MINÁRIKOVÁ, T.; BUFKA, L.; POLEDNÍK, L.; KROJEROVÁ, J.; BOJDA, M.; VÁŇA, M.; KUTALOVÁ, L.; BENEŠ, J.; FLOUSEK, J.; TOMÁŠEK, V.; KAFKA, P.; POLEDNÍKOVÁ, K.; POSPÍŠKOVÁ, J.; DEKAŘ, P.; MACHCINÍK, B.; KOUBEK, P.; DUĽA, M.

2017. Occurrence of large carnivores – Lynx lynx, Canis lupus, and Ursus arctos – and of Felis silvestris in the Czech Republic and western Slovakia in 2012–2016 (Carnivora). *Lynx, new series*. 2017, vol. 48, no. 1, s. 93-107. ISSN 1804-6460.

LISTER, A. M. The impact of Quaternary Ice Ages on mammalian evolution. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 2004, vol. 359, no. 2, s. 221-241. ISSN 0962-8436.

LOSOSOVÁ, J.; KOUŘILOVÁ, J.; SOUKUPOVÁ, N. Controversial approach to wolf management in the Czech Republic. *Agricultural Economics (Zemědělská ekonomika)*. 2021, vol. 67, no. 1, s. 1-10. ISSN 0139570X.

LOVERIDGE, A. J.; VALEIX, M.; DAVIDSON, Z.; MURINDAGOMO, F.; FRITZ, H.; MACDONALD, D. W. Changes in home range size of African lions in relation to pride size and prey biomass in a semi-arid savanna. *Ecography*. 2009, vol. 32, no. 3, s. 953-962. ISSN 09067590.

LUDT, C. J.; SCHROEDER, W.; ROTTMANN, O.; KUEHN, R. Mitochondrial DNA phylogeography of red deer (Cervus elaphus). *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 2004, vol. 31, no. 3, s. 1064-1083. ISSN 10557903.

MAGNELL, O.; GUMMESSON, S.; MOLIN, F.; ZETTERLUND, P.; STORÅ, J. Mesolithic deer hunting – Prey choice of red deer (Cervus elaphus) based on age and sex distributions. *Journal of Archaeological Science: Reports*. 2020, vol. 29, no. 2, s. 1-10. ISSN 2352409X.

MATĚJŮ, J.; MELICHAR, V.; HRADECKÝ, P. Doupovské hory. 1. vyd. Praha: Česká geologická služba, 2016. 545 s. ISBN 978-80-7075-909-7.

MATTIOLI, L.; CAPITANI, C.; GAZZOLA, A.; SCANDURA, M.; APOLLONIO, M. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research.* 2011, vol. 57, no. 4, s. 909-922. ISSN 1612-4642.

MATTISSON, J.; SAND, H.; WABAKKEN, P.; GERVASI, V.; LIBERG, O.; LINNELL, J. D. C.; RAUSET, G. R.; PEDERSEN, H. C. Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia*. 2013, vol. 173, no. 3, s. 813-825. ISSN 0029-8549.

MECH, L. D.; SMITH, D. W.; MURPHY, K. M.; MACNULTY, D. R. Winter Severity and Wolf Predation on a Formerly Wolf-Free Elk Herd. *The Journal of Wildlife Management*. 2001, vol. 65, no. 4, s. 998-1003. ISSN 0022541X.

MIKUSIŃSKI, G.; BUBNICKI, J. W.; CHURSKI, M.; CZESZCZEWIK, D.; WALANKIEWICZ, W.; KUIJPER, D. P. J. Is the impact of loggings in the last primeval lowland forest in Europe underestimated? The conservation issues of Białowieża Forest. *Biological Conservation*. 2018, vol. 227, no. 11, s. 266-274. ISSN 00063207.

MILNER, J. M.; BONENFANT, C.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J.-M.; CSÁNYI, S.; STENSETH, N. CHR. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*. 2006, vol. 43, no. 4, s. 721-734. ISSN 00218901.

MONTERROSO, P.; ALVES, P. C.; FERRERAS, P.; FUSANI, L. Catch Me If You Can: Diel Activity Patterns of Mammalian Prey and Predators. *Ethology*. 2013, vol. 119, no. 12, s. 1044-1056. ISSN 01791613.

MORI, E.; BAGNATO, S.; SERRONI, P.; SANGIULIANO, A.; ROTONDARO, F.; MARCHIANÒ, V.; CASCINI, V.; POERIO, L.; FERRETTI, F. Spatiotemporal mechanisms of coexistence in an European mammal community in a protected area of southern Italy. *Journal of Zoology*. 2020, vol. 310, no. 3, s. 232-245. ISSN 0952-8369.

NEWSOME, T. M.; BOITANI, L.; CHAPRON, G.; CIUCCI, P.; DICKMAN, C. R.; DELLINGER, J. A.; LÓPEZ-BAO, J. V.; PETERSON, R. O.; SHORES, C. R.;

WIRSING, A. J.; RIPPLE, W. J. Food habits of the world's grey wolves. *Mammal Review*. 2016, vol. 46, no. 4, s. 255-269. ISSN 0305-1838.

NILSEN, E. B.; HERFINDAL, I.; LINNELL, J. D. C. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? *Écoscience*. 2005, vol. 12, no. 1, s. 68-75. ISSN 1195-6860.

NOWAK, S.; MYSŁAJEK, R. W. Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research*. 2016, vol. 61, no. 2, s. 83-98. ISSN 2199-2401.

QUEIROS, J.; VICENTE, J.; BOADELLA, M.; GORTÁZAR, C.; ALVES, P. C. The impact of management practices and past demographic history on the genetic diversity of red deer (Cervus elaphus): an assessment of population and individual fitness. *Biological Journal of the Linnean Society*. 2014, vol. 111, no. 1, s. 209-223. ISSN 00244066.

RANDI, E. Genetics and conservation of wolves Canis lupus in Europe. *Mammal Review*. 2011, vol. 41, no. 2, s. 99-111. ISSN 03051838.

RAYNOR, J. L.; GRAINGER, C. A.; PARKER, D. P. Wolves make roadways safer, generating large economic returns to predator conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2021, vol. 118, no. 22, s. 1-10. ISSN 0027-8424.

REIMOSER, F.; GOSSOW, H. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*. 1996, vol. 88, no. 1-2, s. 107-119. ISSN 03781127.

REINECKE, H.; LEINEN, L.; THIßEN, I.; MEIßNER, M.; HERZOG, S.; SCHÜTZ, S.; KIFFNER, C. Home range size estimates of red deer in Germany: environmental, individual and methodological correlates. *European Journal of Wildlife Research*. 2014, vol. 60, no. 2, s. 237-247. ISSN 1612-4642.

REINHARDT, I.; KLUTH, G.; NOWAK, S.; MYSŁAJEK, R. W. *Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland*. 1. vyd. Germany: BfN Federal Agency for Nature Conservation, 2015. 46 s. ISBN 978-3-89624-133-7.

SIN, T.; GAZZOLA, A.; CHIRIAC, S.; RÎȘNOVEANU, G.; CORTI, P. Wolf diet and prey selection in the South-Eastern Carpathian Mountains, Romania. *Plos one*. 2019, vol. 14, no. 11, s. 1-15. ISSN 1932-6203.

SKOG, A.; ZACHOS, F. E.; RUENESS, E. K.; FEULNER, P. G. D.; MYSTERUD, A.; LANGVATN, R.; LORENZINI, R.; HMWE, S. S.; LEHOCZKY, I.; HARTL, G. B.; STENSETH, N. C.; JAKOBSEN, K. S. Phylogeography of red deer (Cervus elaphus) in Europe. *Journal of Biogeography*. 2009, vol. 36, no. 1, s. 66-77. ISSN 03050270.

SMOLKO, P.; KROPIL, R.; PATAKY, T.; VESELOVSKÁ, A.; MERRILL, E. Why do migrants move downhill? The effects of increasing predation and density on red deer altitudinal migration in temperate Carpathian forests. *Mammal Research*. 2018, v ol. 63, no. 3, s. 297-305. ISSN 2199-2401.

SMOLKO, P.; VESELOVSKÁ, A.; KROPIL, R. Seasonal dynamics of forage for red deer in temperate forests: importance of the habitat properties, stand development stage and overstorey dynamics. *Wildlife Biology*. 2018, no. 1, s. 1-10. ISSN 1903-220X.

ŠUSTR, P. *Jelenovití na Šumavě*. 1. vyd. Vimperk: Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, 2013. 164 s. ISBN 978-80-87257-18-0.

THEUERKAUF, J.; ROUYS, S. Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*. 2008, vol. 256, no. 6, s. 1325-1332. ISSN 03781127.

VAN GINKEL, H. A. L.; CHURSKI, M.; KUIJPER, D. P. J.; SMIT, C. Impediments affect deer foraging decisions and sapling performance. *Forest Ecology and Management*. 2021, vol. 482, no. 2, s. 1-9. ISSN 03781127.

VOLODIN, I. A.; NAHLIK, A.; TARI, T.; FREY, R.; VOLODINA, E. V. Rutting roars in native Pannonian red deer of Southern Hungary and the evidence of acoustic divergence of male sexual vocalization between Eastern and Western European red deer (Cervus elaphus). *Mammalian Biology.* 2019, vol. 94, no. 1, s. 54-65. ISSN 16165047.

YANG, H.; HAN, S.; XIE, B.; MOU, P.; KOU, X.; WANG, T.; GE, J.; FENG, L. Do prey availability, human disturbance and habitat structure drive the daily activity patterns of Amur tigers (Panthera tigris altaica)? *Journal of Zoology.* 2019, vol. 307, no. 2, s. 131-140. ISSN 0952-8369.

YANG, S.; ZHANG, T.; LI, Y.; XU, S.; ZHANG, M.; HU, X.; LIU, S.; HU, D.; WRONSKI. T. Identifying personality traits and their potential application to the management of captive forest musk deer (Moschus berezovskii). *Applied Animal Behaviour Science.* 2021, vol. 234, no. 1, s. 1-10. ISSN 01681591.

ZLATANOVA, D.; POPOVA, E.; AHMED, A.; STEPANOV, I.; ANDREEV, R.; GENOV, P. Red deer on the move: home range size and mobility in Bulgaria. *Ecologica Montenegrina*, 2019, vol. 23, no. 10, s. 47-59.

Česká republika. Parlament ČR. Zákon č. 449 ze dne 27. listopadu 2001 o myslivosti. In Sbírka zákonů České republiky. 2001, částka 168/2001. Dostupné také z www: Sbírka zákonů a Sbírka mezinárodních smluv - Ministerstvo vnitra České republiky (mvcr.cz)

Česká republika. Ministerstvo zemědělství. Vyhláška č. 592 ze dne 22. prosince 2020, kterou se mění vyhláška č. 245/2002 Sb., o době lovu jednotlivých druhů zvěře a o bližších podmínkách provádění lovu, ve znění pozdějších předpisů. In Sbírka zákonů České republiky. 2020, částka 241/2020. Dostupné také z www: Sbírka zákonů a Sbírka mezinárodních smluv - Ministerstvo vnitra České republiky (mvcr.cz)