

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



MARIE PODHŮRSKÁ

Šelmy a kopytníci ve středoevropské krajině

Carnivores and ungulates in Mid-European landscape

Bakalářská práce

Školitel: Prof. RNDr. Ivan Horáček, Csc.

Praha, 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci vypracovala samostatně, za pomoci uvedené literatury a na základě konzultace se svým školitelem.

V Praze dne: 30. 04. 2021

Podpis:

Marie Podhůrská

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala svému školiteli prof. RNDr. Ivanu Horáčkovi, jehož trpělivost, rady a ochota byly nepostradatelné pro dokončení mého výzkumu a bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala své rodině, která mě plně podporovala i v nepříznivých situacích.

Šelmy a kopytníci ve středoevropské krajině

Abstrakt

Práce podává stručný přehled většiny druhů velkých savců fauny ČR soustředěný na zhodnocení stávající populační situace a specifika abundančních trendů minulých desetiletí, tak jak vyplývají z hodnocení dostupných dat o odstřelech a jarních kmenových stavech v databasi myslivecké evidence. Je doloženo, že u většiny druhů, jak běžně lovených kopytníků, tak většiny šelem včetně nově expandujících invazních druhů (psík mývalovitý, mýval) je zřejmé plynulé zvyšování populační density, kontrastující s úbytkem početnost středně velkých forem (zajíc, králík, kuny, tchoř). Tato zjištění dokládají, že struktura společenstev velkých savců se může v současnosti výrazně měnit a její sledování představuje závažný úkol zoologického výzkumu. V této souvislosti jsou rozebrány metodické předpoklady se zvláštním zřetelem k technice sledování pomocí fotopastí. Další pozornost je věnována souvislostem zjištěných faunových změn se změnami krajiny a způsobů hospodaření a opatřením potřebným k zajištění odpovídajících migračních koridorů.

Klíčová slova: šelmy a kopytníci, změny krajiny, střední Evropa, monitorovací technika

Carnivores and ungulates in Mid-European landscape

Abstract

The paper provides a brief survey of abundance status and population trends for most species of large mammals distributed in the Czech Republic. Abundance dynamics during past decades is discussed based on hunter statistic records covering both yearly data on hunting bags and standardized accounts of spring abundance of game animals from gamekeeper's evidence. It is documented that most of the species including regularly hunted ungulates, most of mesocarnivores and currently expanding species (raccoon dog, racoon) are undergoing fluent population density increase contrasting with decrease of abundance of smaller to medium sized forms (hare, rabbit, marten, polecat). The respective data suggest that recently the community structure of large mammals has undergone considerable rearrangements. The monitoring of such phenomena is worth of a serious zoological research. The paper discussed methodological issues for such studies with particular attention to techniques of monitoring with aid of automated camera traps. Relations of the recorded faunal changes and landscapes rearrangements during past decades are also discussed. The paper is supplementing with a brief summary of two-year camera trap study in Brdy Mts.

Key words: carnivora and ungulates, changes of landscapes, central Europe, monitoring techniques

1. Úvod
2. Materiál a metodika
3. Přehled velkých šelem a kopytníků střední Evropy
 - 3.1. Srnec evropský
 - 3.2. Jelen evropský
 - 3.3. Los evropský
 - 3.4. Prase divoké
 - 3.5. Liška obecná
 - 3.6. Vlk obecný
 - 3.7. Psík mývalovitý
 - 3.8. Mýval severní
 - 3.9. Norek americký
 - 3.10. Vydra říční
 - 3.11. Medvěd hnědý
 - 3.12. Rys ostrovid
4. Diskuse
 - 4.1. Abundanční trendy a struktura společenstev velkých savců
 - 4.2. Alternativní techniky výzkumu společenstev velkých savců
 - 4.3. Změny společenstev v kontextu změn krajiny a související opatření
5. Závěr

1. Úvod

Krajina střední Evropy prošla za posledních 50 let sérií dramatických změn. Na lokálních i regionálních škálách se vedle postupné reforestace setkáváme s výrazným nárůstem podílu neobhospodařovaných ploch, sanačními zásahy do lesních porostů stejně jako s přímými zásahy nově vznikající infrastruktury či nejrůznějšími dopady změn ve způsobech hospodaření (intenzifikace chemické ochrany rostlin v posledním desetiletí apod.). Neméně významnou složkou těchto změn jsou i globální změny klimatu s četnými lokálními i regionálními důsledky. Je zřejmé, že se změnami krajiny a klimatu dochází na našem území i k nezanedbatelným změnám ve společenstvech živočichů a rostlin. Asi nejnápadnější z těchto změn se týkají velkých savců – stálou součástí naší přírody se stávají dříve vyhubené druhy jako bobr, rys, vlk či medvěd a vedle nich se u nás objevují i expansní druhy dříve u nás chybějící - např. šakal nehledě rozmach nepůvodních prvků jako psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), norek americký (*Mustela vison*) či mýval severní (*Procyon lotor*). Se zvýšením populačních hustot těchto druhů se množí i přímé střety s člověkem, resp. jeho ekonomickými zájmy. Neudivuje, že sporné momenty a otázky spojené s přítomností a perspektivami velkých savců v naší přírodě se v posledních desetiletích dostávají do centra obecné pozornosti (Hulva 2017). Tyto skutečnosti a s nimi související témata managementu krajiny a ochrannářských opatření platí do značné míry pro současnou fázi vývoje evropské přírody zcela obecně (Chapron et al. 2014, Pereira & Navarro 2015) - termín Rewilding European Landscapes je v této souvislosti velmi výstižný.

Při podrobnějších rozborech těchto otázek narážíme ovšem často na skutečnost, že datový aparát potřebný k odpovědným analýzám, je v řadě případů překvapivě chudý. Otázky biologie velkých savců a populačního vývoje jednotlivých druhů stály totiž dlouho mimo zájem zoologů již proto, že tato problematika spadala výlučně do domény mysliveckého hospodaření a možnosti podrobnějšího výzkumu velkých savců byly omezeny i s tím souvisejícími právními úpravami (Červený, 2004). Soustavnější data jsou tak v případě většiny druhů této skupiny k dispozici pouze ve formě statistik mysliveckého hospodaření (srv. též Anděra & Gaisler 2012).

Z těchto skutečností vychází i předložená práce. Jejím cílem je podat (i) stručný přehled vstupních informací o reakcích jednotlivých druhů na současné změny krajiny a faktorech, které je mohou ovlivňovat (potravní a stanovištní nároky apod.) a (ii) stručně charakterisovat výzkumné možnosti praktického studia těchto otázek. Práci doplňují o (iii) stručný přehled vlastních výsledků orientačního sledování na území CHKO Brdy v letech 2019-2020.

2. Materiál a metodika

Následující přehled jednotlivých druhů je založen na excerpce dostupných literárních dat. Hodnocení početností, průměrných hustot a populačních trendů se opírá o tabelární výpisy s ročních přehledů mysliveckého hospodaření v ČR, které jsou nyní dostupné na internetové stránce Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (www.uhol.cz). Základními podklady, s nimiž pracuji v předložené práci jsou údaje o jarních kmenových stavech zvěře (JKS) shrnuté pro každý rok k datu 31.3. Pro základní druhy zvěře (jelen, srnec, sika, jelenec, prase, kamzík, los, muflon, zajíc, králík) byla tato data k dispozici pro úsek 1966-2019. Pro ostatní druhy lovné zvěře (šelmy) byla pro celý úsek k dispozici pouze údaje o počtech ulovených jedinců, odhady celkové početnosti jsou pro většinu těchto druhů omezeny na úsek 2000-2019. Z těchto údajů (včetně JKS) jsem počítala rámcové populační hustoty vydělením průměrnou celkovou plochou dokumentovaných honiteb - 70 000 km² (v úseku 1966-2019 se změnila z 71 873 na 65781 km²).

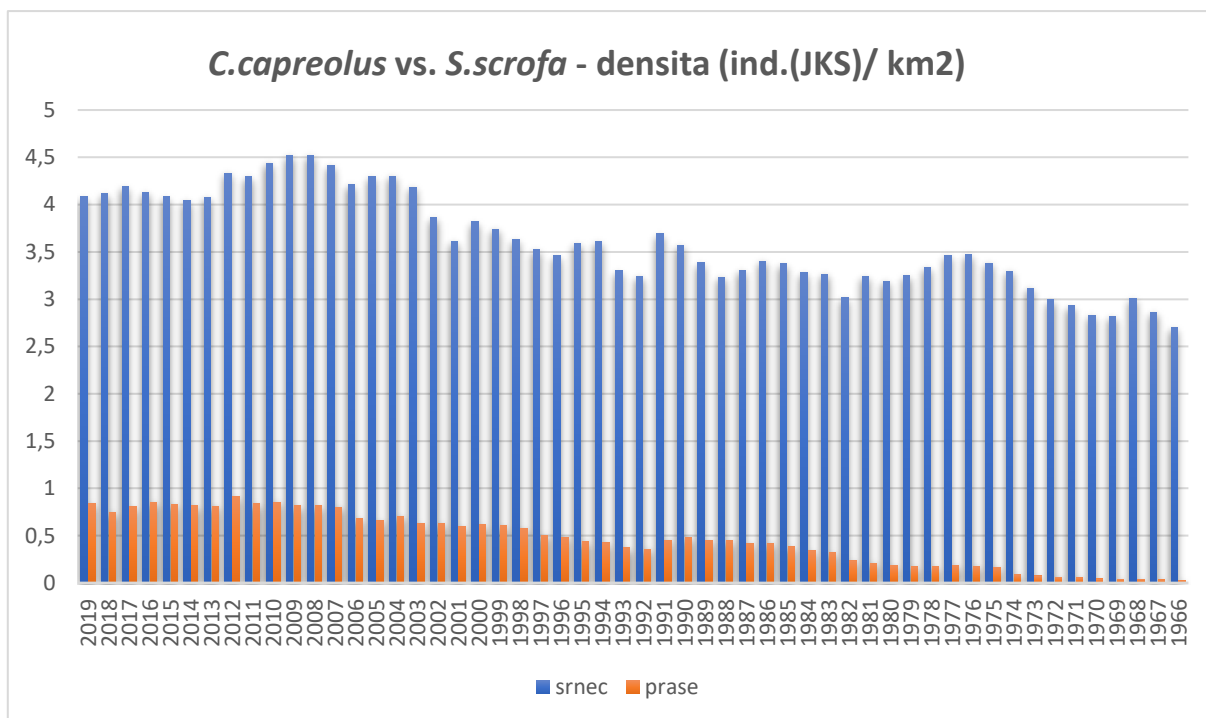
Údaje o stanovištních nárocích a potravních strategiích byly převzaty z příslušné pramenné literatury, opěrnými publikacemi pro celková srovnání byly knižní monografie Anděry & Gaislera (2012) a Mittermeiera & Wilsona (2009).

3. Přehled velkých šelem a kopytníků střední Evropy

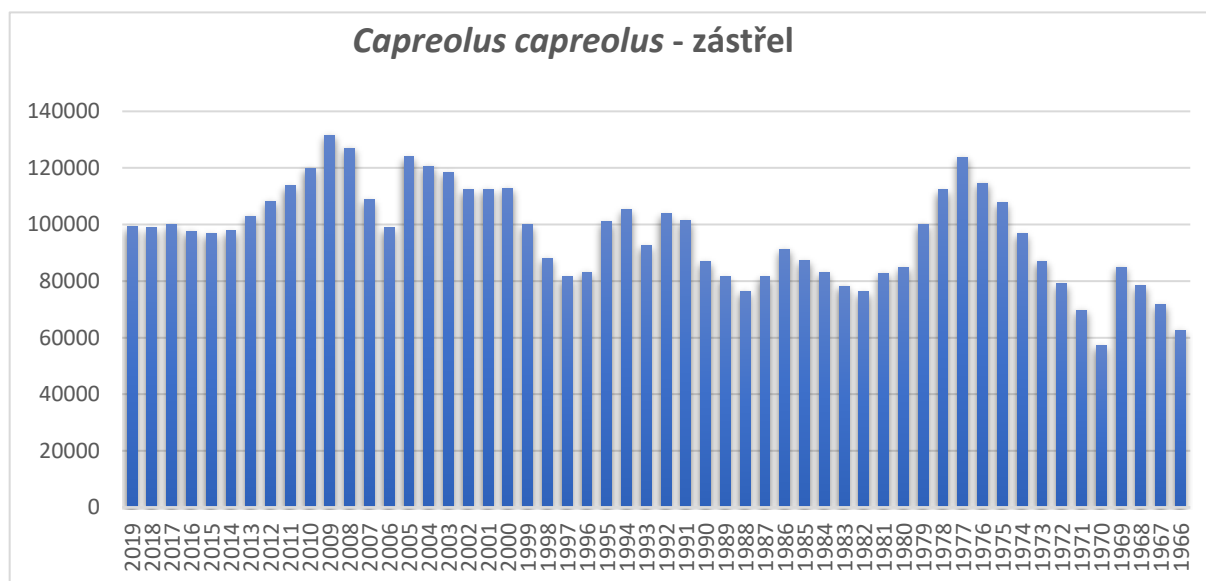
3.1. Srnec obecný *Capreolus capreolus*

Srnec je kopytníkem s nejvyšší mírou rozšíření v centrální Evropě. Vyskytuje se ve většině států Evropy a ve všech státech střední Evropy, kde představuje podobně jako u nás nejhojnější druh kopytníků. Vývoj evropské populace analyzují Burbaité & Csányi (2009) - z celkové početnosti 6 mil. jedinců v roce 1984 došlo za 20 let k nárůstu o 30 % (2004: 9,5 mil. jedinců).

Vývoj početnosti v ČR: Početnostní charakteristiky získané z mysliveckých statistik (Příloha 1) shrnují obrázek 1. a 2. Je zřejmé, že situace druhu v ČR odpovídá poměrům i trendům konstatovaným v sousedních zemích střední Evropy. Současné kmenové stavy se pohybují kolem 300 000 jedinců. V průběhu sledovaného úseku je patrný průběžný nárůst početnosti a s tím spojené zvyšování populačních hustot, které nyní dosahují průměrné hodnoty kolem 4 jedinců/km². Jak uvádí Červený et al. (2003) tento trend je patrný již od 20. let minulého století, přičemž statistika odstřelu naznačuje nevýrazné cykly s periodou 5-9 let Tyto skutečnosti ukazují i současná data.



Obr. 1. Vývoj průměrné populační hustoty *Capreolus capreolus* a *Sus scrofa* v ČR dle mysliveckých statistik JKS.



Obr. 2. Vývoj početnosti *Capreolus capreolus* v ČR dle množství odlovených kusů

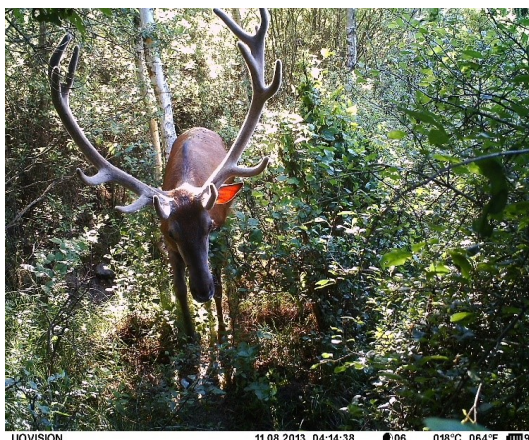
Stanovištní nároky: V dnešní době srnec osídluje mnoho typů krajiny, jako jsou husté lesy či křovinné oblasti, ovšem i rašeliniště a souvislé zemědělské plochy (Wilson & Mittermeier, 2011), které po sklizni slouží jako zdroj potravy. Druh preferuje starší lesy s bohatým stromovým patrem a chudším bylinným patrem s častým výskytem lesních ostružiníků, jak vysvětluje práce Prokešové (Prokešová et al., 2006), kde porovnává data nashromážděná z oblasti okolí řeky Moravy. Ve střední Evropě je jeho výskyt nejčastěji spřažen s krajem lesa v blízkosti zemědělských plodin a je často pozorován v remízcích či živých plotech mezi poli s plodinami. Jelikož druh vyhledává oblast s dostatkem potravy a úkrytu,

jsou pro něj tyto oblasti výhodné, ovšem jeho obývání těchto oblastí způsobuje střety s člověkem. Významným omezujícím faktorem je sněhová pokrývka, která pokud přesáhne 40 cm, podstatně snižuje pohyblivost a znemožňuje přístup k potravě.

Potravní biologie: Srnec je výrazným potravním oportunistou konzumujícím široké spektrum bylin, stromových výmladků apod. v řadě populací dnes dominantním podílem pastvy na zemědělských plodinách. V mnoha studiích byl zkoumán vliv tohoto druhu a jeho abundance na regeneraci lesa během sukcesních stádií. Zjevným dopadem by měla být redukce vegetace sloužící jako hlavní zdroj potravy, tedy luční byliny, ostružiníky, traviny a mladší listnaté a jehličnaté stromy (Barančeková et al., 2010). Okusem těchto typů vegetace či jejich kůry se dostává možnost jiným druhům rostlin nabýt dominance v oblasti a tím i jiným druhům živočichů. Toto platí nejen pro srnce, ale pro valnou většinu kopytníků vyskytujících se v lesních společenstvech. Jejich přítomnost tvaruje vegetaci společenstva a přispívá k toku živin a minerálních látek důležitých pro vývoj ostatních druhů (Kuiters & Slim, 2002). Současně však mohou obecně bránit růstu semenáčkům, a tedy zpomalovat či úplně pozastavit sukcesi lesa, to je ovšem závislé na druhovém složení rostlin. Zároveň tedy mohou bránit šíření některých invazních druhů dřevin, či toto šíření naopak umožnit.

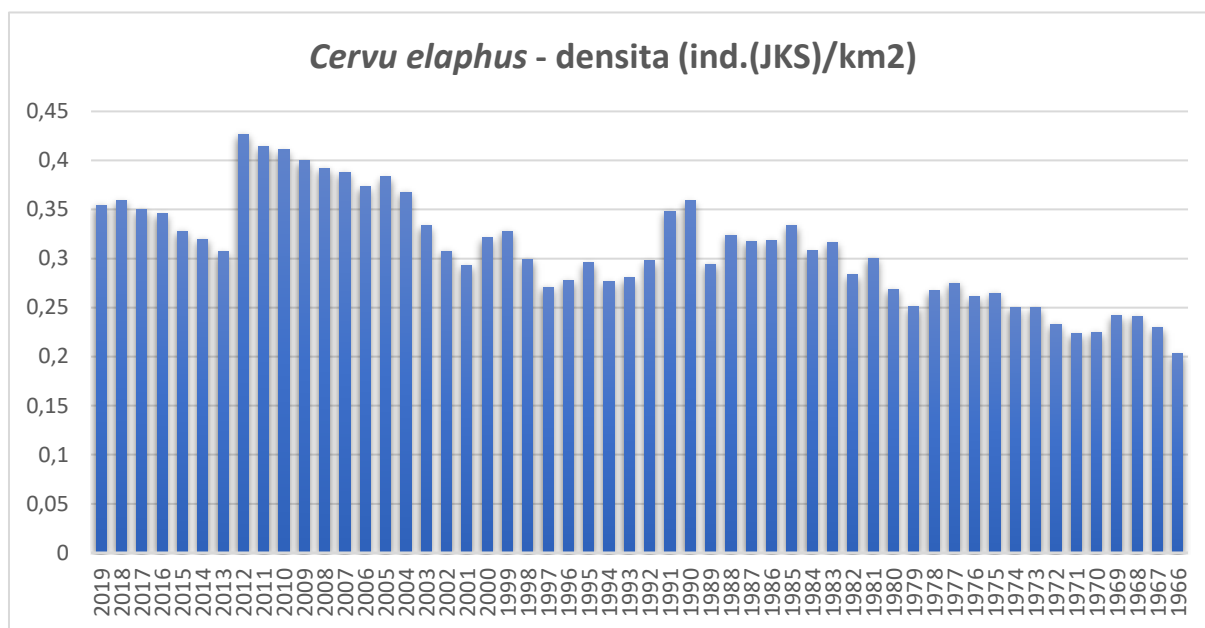
3.2. Jelen evropský *Cervus elaphus*

Jelen evropský je původní druh kategorie velkých savců s plošným rozšířením v celé Evropě. Abundance tohoto druhu v historii klesla a důvodem byl hlavně sportovní lov i lov pro maso a deforestace regionů. V oblastech střední Evropy se jednalo o populární druh lovné zvěře a v mnoha oblastech došlo k jeho vyhubení kombinací lovu a snižování lesního porostu (Anděra & Červený, 2009a). V současné době se jedná o velmi rozšířený druh ve Střední Evropě a jeho populace jsou regulovány lovem v závislosti na potřebách a zákonech oblastí a států.

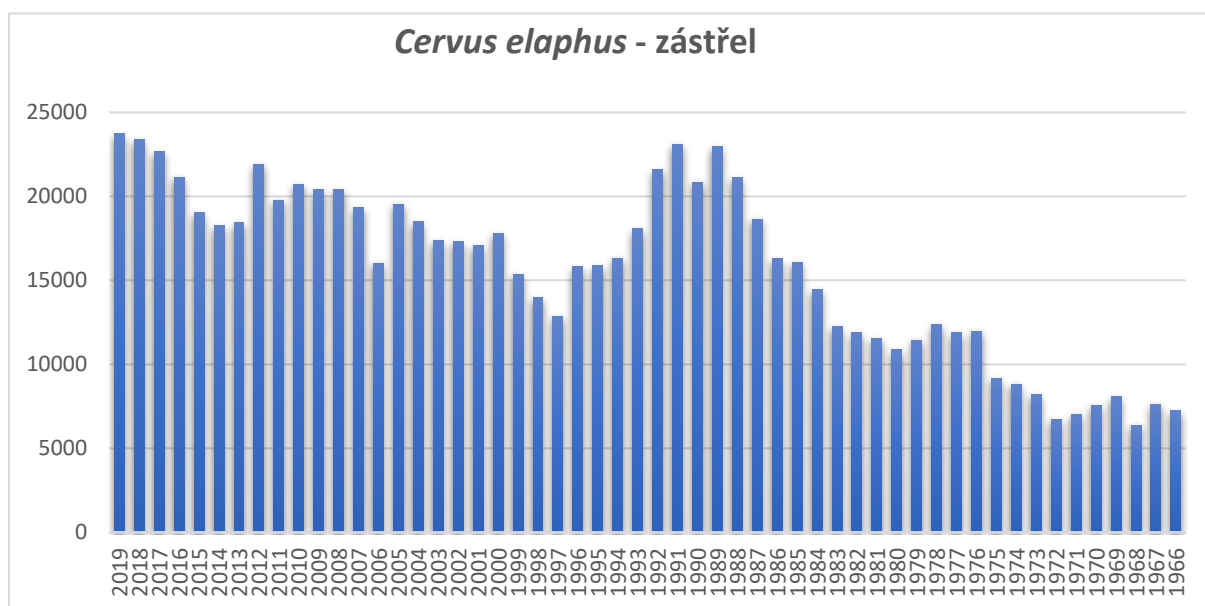


Obr. 3. Ilustrační fotografie, Marie Podhůrská, CHKO Brdy

Vývoj početnosti v ČR: Oproti ostatním státům střední Evropy je početnosti jelena v České republice stále relativně nízká, ovšem soudíce podle mysliveckých statistik je JKS o 50 % vyšší než před 50 lety. Trendem je tedy zvyšující se densita druhu i přes relativně vysoké hodnoty zástřelu. Na grafu



Obr. 4. Vývoj průměrné populační hustoty *Cervus elaphus* v ČR dle mysliveckých statistik JKS



Obr. 5. Vývoj početnosti *Cervus elaphus* v ČR dle odlovených kusů

density jelena můžeme pozorovat větší výkyvy nežli na grafu srnce, ovšem to je pravděpodobně způsobeno obecně nižší početností druhu a jeho prostorovému rozšíření. Na grafu zástřelu není možné pozorovat plánovanou pravidelnost, jsou zde ovšem stejně jako u srnce jsou zde o něco málo výraznější cykly s nepravidelnou periodou přibližně 7–12 let

Stanovištní nároky: Je obyvatelem lesních stanovišť především ve středních nadmořských výškách typicky v submontánním stupni hor, ale je možné se s ním setkat i na pomezí lesů a otevřené krajiny všech výškových pásem. Je ovšem je pravděpodobné, že historický původní habitat byl od dnešního odlišný a přesun jelena do vyšších nadmořských výšek je jeden z důsledků expanze člověka a deforestace (Mitchellet al., 1977). Přestože je jeho typickým habitatem kraj lesních porostů a otevřených prostranství, jedná se o velmi adaptabilní druh a je pozorován v mnoha odlišných habitatech, jako je alpské louky či macchie (Wilson & Mittermeier, 2011). Výskyt druhu je spjatý s hustými lesními porosty jakéhokoliv typu s výseky pasek a pastvin s dostatečnou vrstvou bylinného patra. Nadmořská výška výskyt tohoto druhu sama o sobě natolik neovlivňuje, klíčovým faktorem je tu především vyšší podíl zalesnění vyšších nadmořských výšek je důležitý faktor ve srovnání s masivní deforestací nížinných regionů (Romportl et al., 2017). Obecně může být druh spatřen v široké škále nadmořských výšek, jestliže oblast splňuje ostatní podmínky pro jeho výskyt (Anděra & Červený, 2009a). Je také pozorováno, že se druh na zimu přesouvá do nižších nadmořských výšek, kde tráví čas do jara, což je celkem typický migrační proces pro většinu jelenovitých. Důvodem těchto přesunů je vyhýbání se hutné sněhové pokrývce, která omezuje dostupnost potravy a zvyšuje výdej energie potřebné k pohybu i riziko predace (Mysterud, 1999). V České republice dosahuje jelen nejvyšších početností ve velkých hraničních pohořích a jejich předhůřích a v souvisle zalesněných územích vnitrozemských pahorkatin Křivoklátska, Brd, Českomoravské vrchoviny a Dražanské vrchoviny.

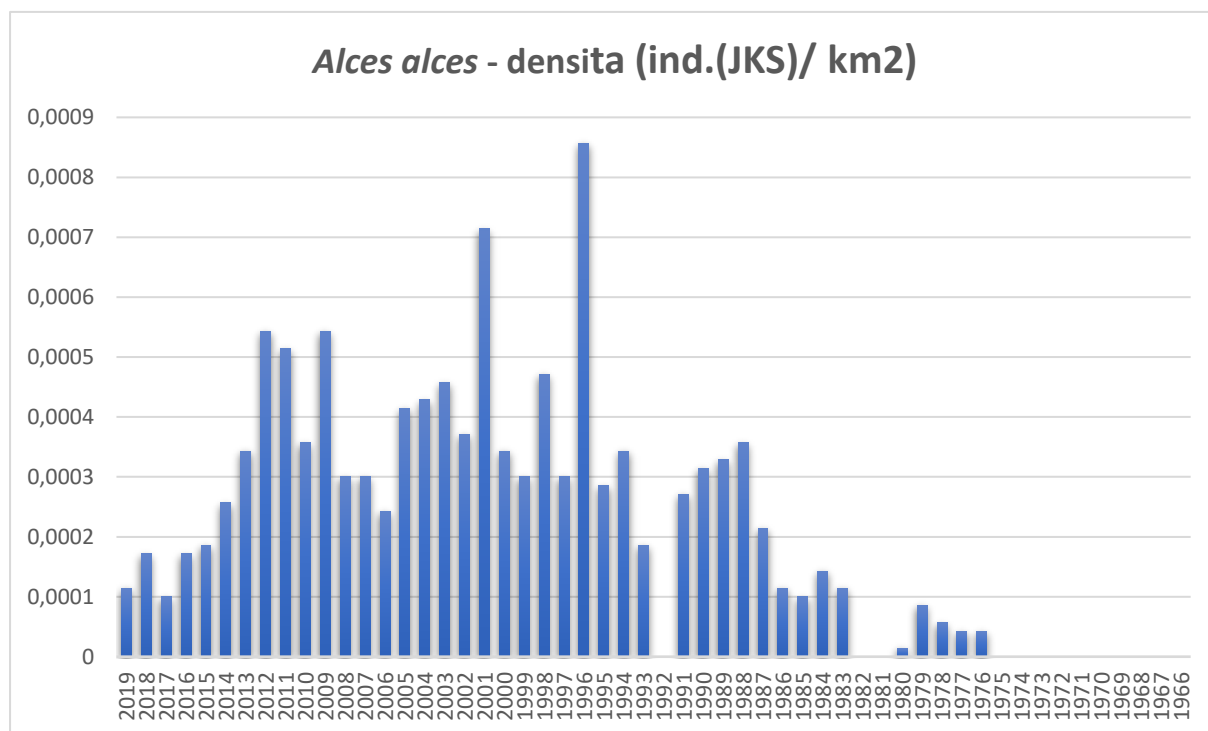
Potravní biologie: Dieta druhu je velmi variabilní, zahrnuje velké množství druhů rostlin a ukazuje na značný rozsah potravního oportunistu. Mezi hlavní složky potravy patří traviny, ostřice, vřesy a brusnice, listy keřů a listnatých stromů (jehlice v jehličnatých oblastech), ostružiníky, větvičky a kůra a luční byliny. Složení potravy Jelena se ale výrazně liší v závislosti na jeho okolí. Studie z roku 2001 (Gebert & Verheyden-Tixier, 2001) poukazuje na celkem malé změny v dietě v závislosti na období a na vysoké odlišnosti diet v závislosti na typu habitatu. Složka potravy, která má jako jedna z mála typické sezonní změny jsou plody a semena, jejichž výskyt je silně ovlivněn ročním obdobím. Stabilní složkou potravy byly ve všech sledovaných habitatech trávy a ostřice, které tvoří vysoké procento jelení potravy a jedná se o základní složku jejich diety. Dieta může být pohlavně odlišná, ale spíše v souvislosti s březostí samic a obdobím kojení, kdy je obvyklé, že březí samice přijímají kvalitnější potravu než samci (Clutton-Brocket al., 1982).

3.3. Los evropský *Alces alces*

Los evropský je největším zástupcem čeledi *Cervidae* v Evropě i ve světě. Jedná se druh hojně rozšířený v boreálních formacích severní polokoule. Vyskytuje se ve valné části severní Evropy, ale ve střední Evropě se jedná spíše o jednotlivé roztroušené populace, přestože je to původní druh, který

zde byl historicky hojně rozšířen. Abundance tohoto druhu dramaticky poklesla v období raného středověku a druh byl vyhuben ve velké části střední Evropy a k návratu druhu do ČR docházelo až ve 20. století a dnes se u nás jedná ohrožený druh (Chobot & Němec, 2017) (Anděra & Červený, 2009a). Ze států střední Evropy je Polsko jediným státem, kde jsou populace losa dlouhodobě relativně stabilní. Zvýšená pozornost je zde soustředěna na sledování zdravotního profilu těchto populací, zejména k parazitárním onemocněním, pro něž může být los vzhledem k svým migračním dispozicím významným dispersním faktorem (Filip & Demiaszkiewicz, 2016).

Vývoj početnosti v ČR: Los se na území ČR pravidelně objevuje od konce 70. let minulého století od 80. let se udržuje nepočetná stálá populace v jižních Čechách. Analogická situace je i v jiných oblastech střední Evropy, kde se stal chráněným druhem a díky úpravám legislativy týkající se jejich lovu se vrací do Střední Evropy. V dnešní době jsou záznamy o jeho výskytu ve všech státech střední Evropy až na Rakousko, kde se stále jedná o vyhynulý druh (Hundertmark, 2016). Na obr. 6. je patrný



Obr. 6. Vývoj průměrné populační hustoty *Alces alces* v ČR dle mysliveckých statistik JKS

souvislý pokles početnosti v posledním desetiletí. JKS tohoto druhu se pohybují v maximálně desítkách kusů. Není ovšem příliš jasné nakolik jde o reálné stavy rezidentní populace, resp. nakolik zahrnují i opakovaná pozorování jednotlivých migrujících kusů v různých honitbách. Skutečná hustota je tedy nejasná, ovšem je pravděpodobné že pokles hustoty je reálný.

Stanovištní nároky: Druh vyhledává zalesněné oblasti jako je lesotundra a tajga na severu po listnaté lesy mírného pásu a lesostepi. Osidluje lesnaté oblasti často s přístupem k jezerům, bažinám či močálům pro možnost ochlazení při vyšších letních teplotách, jelikož teploty nad 14 °C jsou nepříznivé

(Wilson & Mittermeier, 2011) a na rozdíl od jelena los preferuje rovinné oblasti. V České republice byl pravidelný výskyt soustředěn v oblasti Třeboňska a Lipna, z první druh vymizel (Romportl et al., 2017). Obě oblasti se vyznačují vysokou zalesněností a dostatečným množstvím vodních ploch, mokřin či rašelinišť, což jsou ideální habitaty pro tento druh. Počet jedinců na našem území ovšem spíše klesá i přes příznivé podmínky vybraných oblastí, a to pravděpodobně z důvodu poklesu migrujících jedinců z Polska, jejichž přísun je zásadní pro přežívání zdejších mikropopulací.

Potravní biologie: Los je okusovač a jeho hlavním zdrojem potravy listy a větvičky stromů a keřů, zejména bříz, olší a vrb. Stravování se liší v závislosti na ročním období, a tedy na dostupnosti zdrojů potravy. V zimě můžeme pozorovat konzumaci lišejníků a zvýšenou konzumaci větviček, a v létě naopak dominují listy a vodní rostliny. Tyto vodní rostliny jsou pravděpodobně velmi důležitou složkou potravy a teorie, které odůvodňují preferenci konzumace vodních rostlin oproti suchozemským jsou různé. Nejčastěji zmiňovanou je deficiencie sodíku. Vodní rostliny, které los konzumuje mají vysoké množství sodíku, a tudíž je možné, že za jejich pravidelnou konzumaci bude deficiencie některého z prvků. Ovšem bylo pozorováno, že pokud má los k dispozici liz, který by sodíkovou deficienci řešil, tak ho nevyužívá. Druhá častá teorie byla založena na efektivnosti spásání, podle které by – jak napovídá název – bylo spásání vodních rostlin energeticky výhodnější, než spásání terestrických rostlin bylinného patra (MacCracken et al., 1993).

3.4. Prase divoké *Sus scrofa*

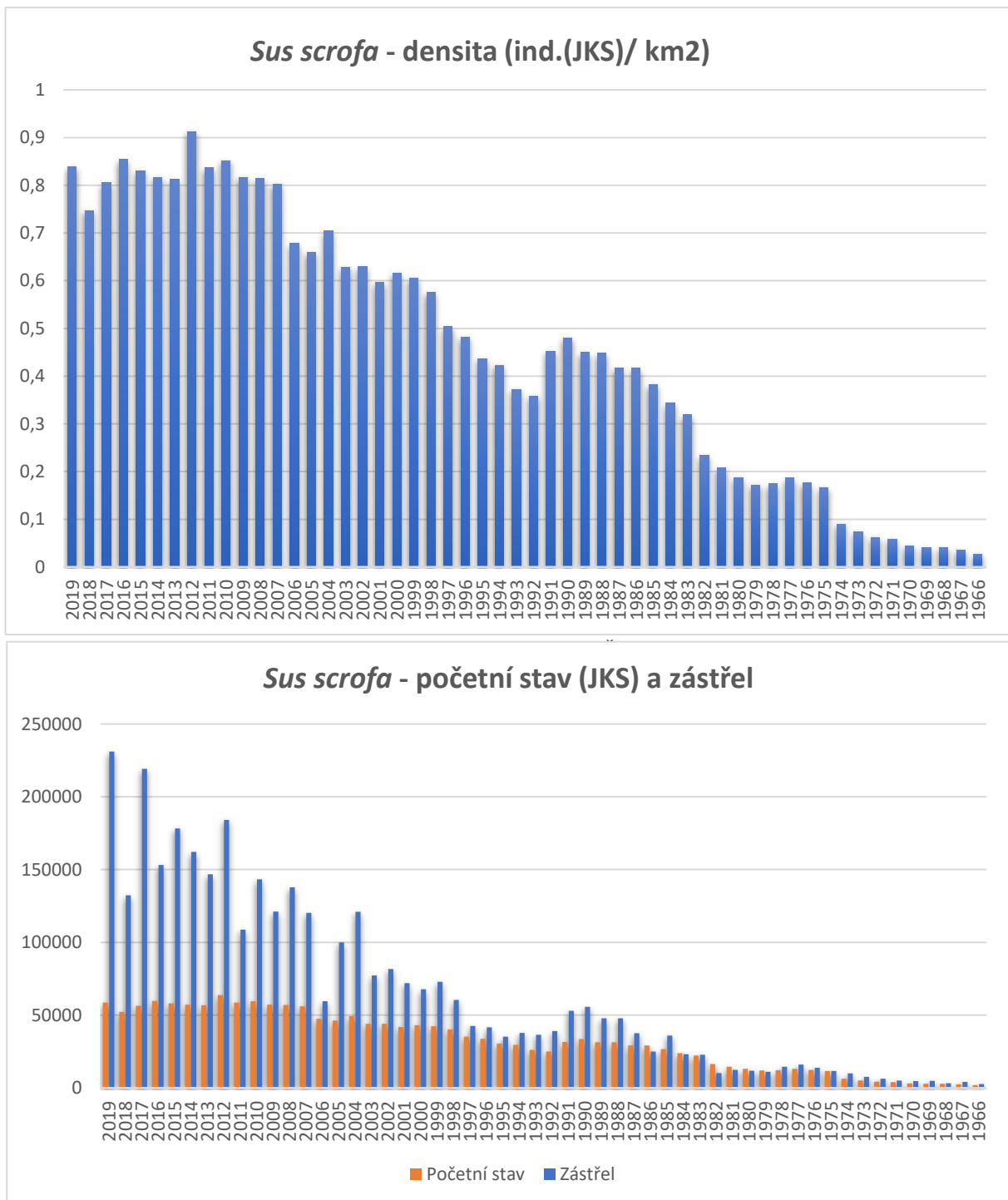
Sus scrofa, u nás původní druh, představuje eurychorní druh, rozšířený v celé Eurasii introdukovaný ovšem i v jiných kontinentech rozšířením s výjimkou Antarktidy. Díky výrazné adaptabilitě se prase divoké naučilo efektivně využívat rurální a agrikulturní habitaty současné doby, což vede k výraznému populačnímu růstu v řadě oblastí. V minulosti ovšem charakterizuje populační



Obr. 7. a 8. ilustrační fotografie, *Sus scrofa*, Marie Podhůrská, CHKO Brdy

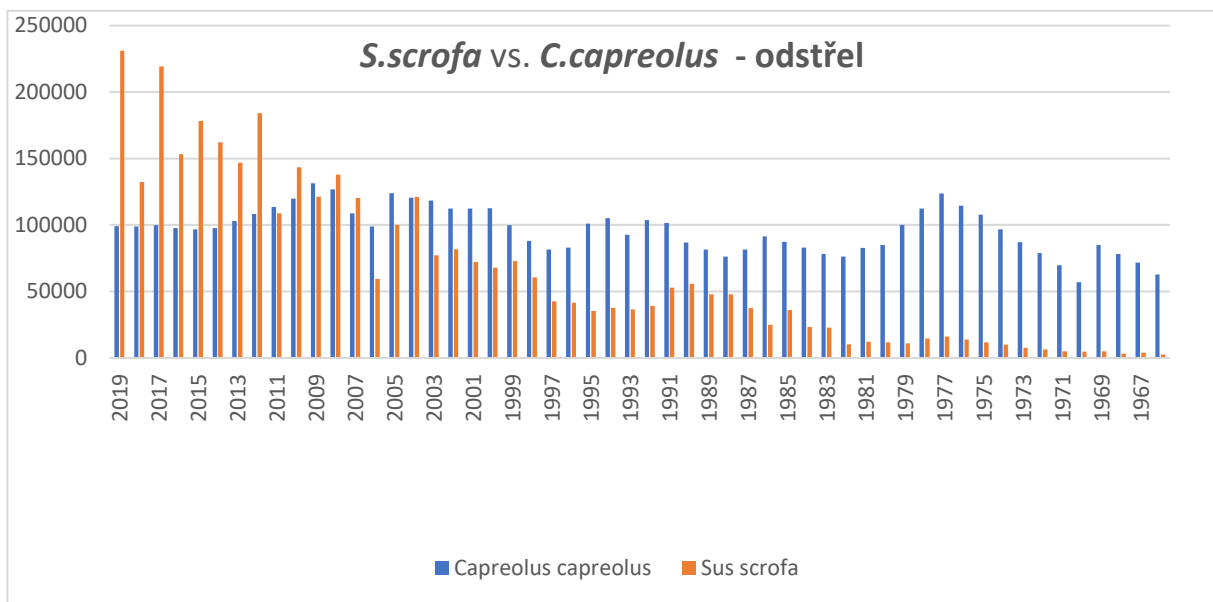
vývoj spíše souvislý pokles a to zejména v 19. století, kdy souhra klimatických faktorů a lidské činnosti vedla v některých státech střední Evropy až k extinkci druhu ve volné přírodě (Bartošet al., 2010).

Vývoj početnosti v ČR: V současné době populace prasete divokého rostou i přes vysokou intenzitu jejich lovu a množství častých autonehod v oblastech jejich výskytu. I v přítomnosti přirozeného predátora se nezdá, že by byl nárůst populace zásadně ovlivněn a může být tedy předpokládáno, že pokud nebudou počty potomků a samic regulovány, bude densita toho druhu nejen



Obr. 10. Porovnání JKS a zástřelu Sus s. v ČR podle mysliveckých statistik

ve Střední Evropě nadále růst (Keuling et al., 2013). Grafy podle mysliveckých statistik neomylně ukazují dramatický nárůst density. Za posledních 40 let se densita zvýšila skoro až o 400 % i přes velmi vysoká čísla zástřelu, která jsou pozorovatelná v obr. 10. Od roku 2007 můžeme pozorovat relativní stabilizaci density druhu, přes průběžně se zvyšující intenzitu odstřelu. Při porovnání hodnot zástřelu prasete a srnce je zřetelné, že prase vykazuje výrazně silnější nárůst populace než srnec. I přestože hodnoty JKS prasete jsou až 5x nižší než srnce, odstřel prasete v posledních letech je naopak až dvojnásobný. Důvodem pro tyto rozdíly je s největší pravděpodobností rozmnožovací strategie, která je u těchto druhů velmi odlišná. Prase má v průměru 5 až 6 potomků jednou, ale i dvakrát ročně. Oproti



Obr. 11. Porovnání vývoje početnosti *Sus scrofa* a *Capreolus capreolus* v ČR dle odlovených kusů

tomu má srnec 1–2 potomky jednou ročně. Tato odlišnost strategií vysvětluje vysoké rozdíly odstřelu těchto dvou druhů a rozdíl odstřelu a JKS prasete.

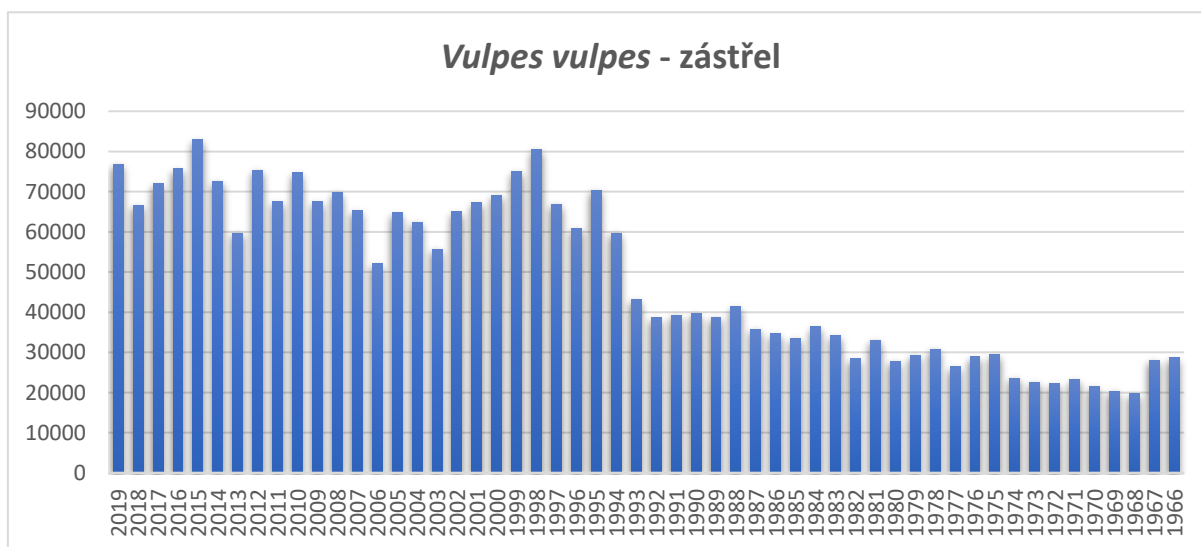
Stanovištní nároky: Jak je již zmíněno v úvodním popisu druhu, vysoká variabilita habitatu je pro druh typická. Ve střední Evropě se prase vyskytuje typicky jak v nížinných lesních porostech, tak v oblastech otevřených plání, kde ovšem musí být možnost úkrytu (Wilson & Mittermeier, 2011). Zároveň může obývat i hluboké horské lesy ovšem nadmořská výška nad 800 m n. m. se již nejeví jako příliš vhodná (Anděra & Červený, 2009a). Nejvyšších densit dosahuje v smíšených či jehličnatých lesích, ideálně bohatých na rod *Quercus*. Druh je často pozorován i v okolí agrikulturních oblastí, a to zejména v oblasti dozrávání úrody, kdy má prase dostatek úkrytu a přísun potravy (Wilson & Mittermeier, 2011). Zde nastává problém, jelikož prase divoké je velmi známé svými škodami způsobenými na zemědělských pozemcích jak konzumací plodin, tak škodách na půdě. Tyto škody často vedou k nastolení regulace populací lovem, jelikož přirozený predátor druhu je často buďto úplně nepřítomen, či je ho jen malé množství.

Potravní biologie: Jedná se o omnivorní druh s velkou variabilitou potravní strategie v průběhu roku. Na dietu *Sus scrofa* se zaměřilo mnoho výzkumů a strava se může znatelně lišit podle dostupnosti potravy. Dieta může obsahovat velkou škálu plodů, mnoho druhů zeleniny, kořeny a listy rostlin, ale i různé bezobratlé a malé obratlovce. Podle tabulky shrnující data z několika výzkumů v práci L. Schley (2003) je zřejmé, že klíčovou invariantní komponentou potravy jsou žaludy. Přestože se jedná o všežravce s vysokou variabilitou stravy, je doloženo, že úroda žaludů může být klíčovým faktorem populační dynamiky druhu – při nízké úrodě početnost populace průkazně klesá (Ostfeld & Keesing, 2000).

3.5. Liška obecná *Vulpes vulpes*

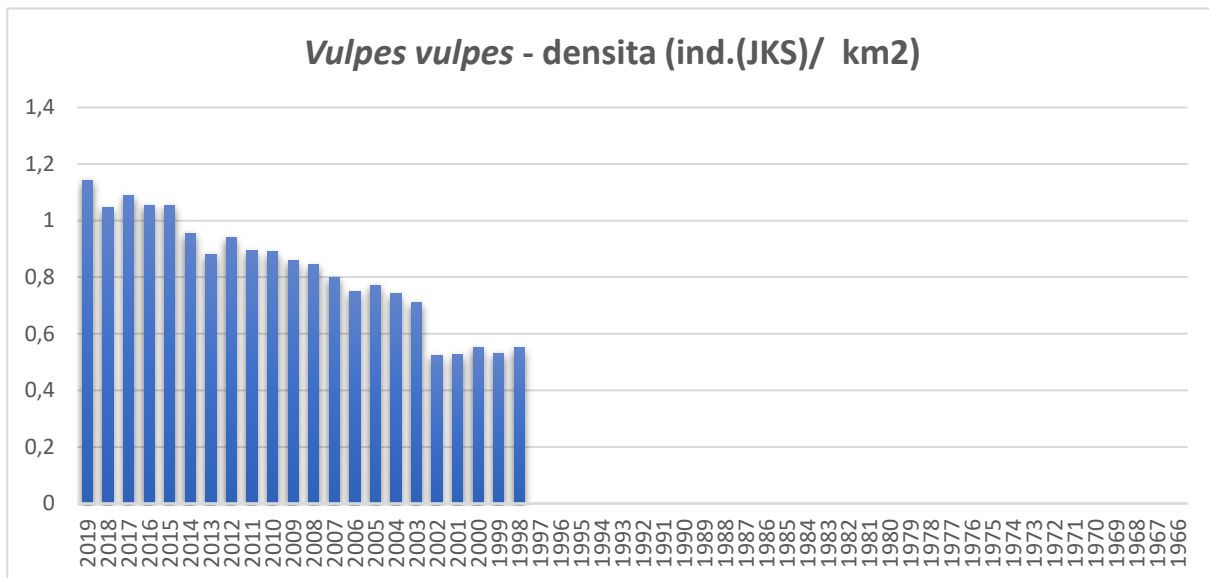
Liška je jeden z nejrozšířenějších druhů psovitých šelem. V mnoha státech se jedná o problémový, někdy přemnožený druh, který je považován za škůdce kvůli škodě způsobené na farmách a na lidském majetku. Druh má i své přirozené predátory jako je orel skalní (*Aquila chrysaetos*), rys ostrovid (*Lynx lynx*) případně i jezevec, vlk a domácí psi, kteří loví mláďata, klíčovým faktorem mortality je však člověk (Sillero-Zubiri et al., 2004). Liška je oblíbeným objektem lovu pro srst či sportovních honů, často se však stává i obětí otrav a silničních kolizí. Jedním z důvodů lovu byla i přítomnost vztekliny, rozšířené mezi liščími populacemi ve střední Evropě, které je stále pod dohledem.

Početnost v ČR: Data o JKS lišky obecné bohužel začínají až v roce 1998 a nárůst density může být pouze odhadován podle zástřelu, kde hodnoty do toho roku relativně stabilně stoupaly a dá se tedy předpokládat, že by densita v těchto letech stoupala zároveň se zástřelem. Graf zástřelu vykazuje cykly s periodou cca 2-5 let, a určitou stabilizaci za posledních 22 let. Oproti tomu je densita druhu na vzestupu a bude tak pravděpodobně pokračovat i do budoucna, pokud nedojde k dalšímu navýšení zástřelu.



Obr. 12. Vývoj početnosti *Vulpes vulpes* v ČR dle odlovených kusů 1998–2019

Stanovištní nároky: Obývá velkou škálu biotů a rozšíření tohoto druhu zahrnuje celou severní polokouli s výjimkou Islandu, Arktických ostrovů části Sibiře a extrémních pouští (Sillero-Zubiri et al., 2004). Jedná se o flexibilní druh, který obývá lesy mírného pásu, tundru, polosuché pouště, horské oblasti, rašeliniště, ale i oblasti v blízkosti lidských obydlí, kde se jim velmi daří, jestliže nepřevládají industriální budovy (Mittermeier & Wilson, 2009) (Larivière & Pasitschniak-Arts, 1996).



Obr. 13. Vývoj průměrné populační hustoty *Vulpes vulpes* v ČR dle mysliveckých statistik JKS

Pro lišku obecnou jsou výhodné hlavně oblasti s mozaikovitou krajinou, kde naleznou vhodná stanoviště pro nory a dostatek potravy. Jedná se spíše o krepuskulární či noční druh, ale může být aktivní i ve dne, v závislosti na tom, zda má právě potomky, na aktivitě kořisti a na přítomnosti ostatních velkých predátorů či člověka.

Potravní biologie: Druh je oportunistický omnivor a není tedy omezován výskytem jen jednoho či dvou druhů potravy. Dieta obsahuje bezobratlé a menší obratlovce, ovoce, mršinu a častokrát se mohou živit i zbytkovou lidskou potravou, kterou naleznou v blízkosti vesnic a měst (Sillero-Zubiri et al., 2004). Při zkoumání potravy v žaludku lišek není neobvyklé najít i nestavitelné materiály, speciálně pokud se jedince pohyboval v blízkosti urbanizované lokality (Contesse et al., 2004). Nadbytečnou potravu si pak liška uschová ve své „spíži“, jejíž lokalitu se zapamatuje, aby k ní měla přístup v době potřeby (Mittermeier & Wilson, 2009).

Liška jako přenašeč: Okolo roku 1940 došlo k přenosu vztekliny na lišky a nastalo rapidní šíření této letální nemoci. Nejhorší byla situace ve Střední Evropě, kde byl nespočet nakažených lišek obecných a tehdejší řešení nebyla dostatečně efektivní. Nejdůležitější pokrok byl zaznamenán mezi lety 1990–2000, kdy se díky orální vakcinaci volně žijících lišek podařilo rapidně snížit rozšíření nemoci



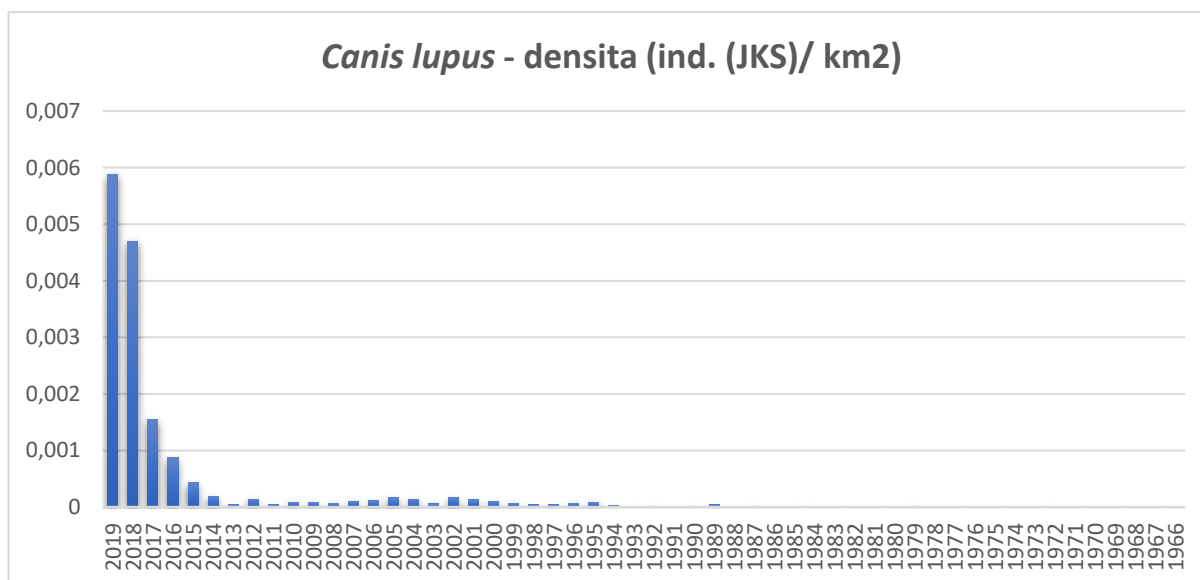
Obr. 14. a 15. ilustrační fotografie, *Vulpes vulpes*, Marie Podhůrská, CHKO Brdy

ve Střední Evropě a zároveň se také podařilo nemoc „úplně“ vymýtit ze států Zapadání Evropy (European Commission, 2002). Bohužel status „rabies-free“, který stát získá při vymýcení vztekliny, není trvalý a byly pozorovány případy, kdy se vztekлина opět objevila mezi nejen liščími populacemi těchto států a pro budoucí efektivní regulaci vztekliny je zapotřebí kvalitní spolupráce mezinárodního měřítka.

3.6. Vlk obecný *Canis lupus*

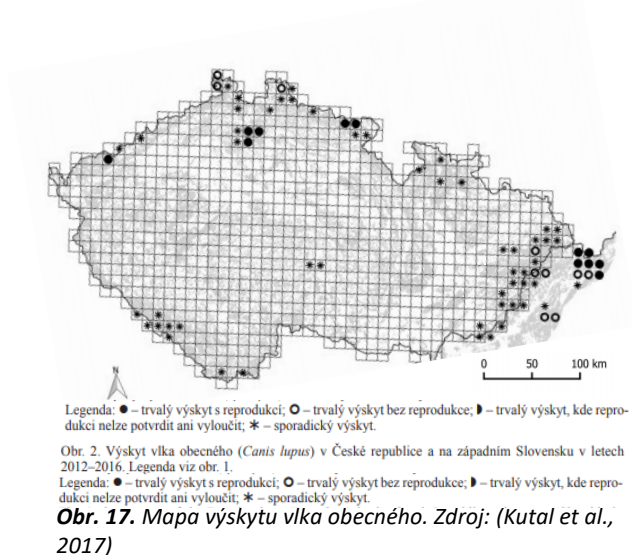
Vlk je největší psovité šelma s širokou škálou obyvatelných habitatů s densitou stoupající s dostupností potravy. Jejich kořistí jsou obvykle druhy velkých kopytníků zmiňované v předchozích odstavcích, včetně domestikovaných forem jako jsou ovce. Jejich sociální chování a hierarchie smečky jsou častým tématem, a přestože jsou relativně prostudovány, názory na různé stránky loveckého chování nejsou jednotné (Muro et al., 2011, (Mech, 2007) (Mech & Boitani, 2003), včetně úrovně sociální organizace jednotlivých loveckých akcí smečky.

Početnost v ČR: Dříve byl *Canis lupus* jeden z široce rozšířených savců, ovšem s rozvojem civilizace docházelo k čím dál tím více konfliktům mezi vlkem a člověkem. V průběhu historie abundance vlka stoupala, či byla stabilní, ovšem v 19. století nastal zlom. Konflikt mezi člověkem a vlkem byl čím dál častější hlavně z důvodu expanze rurálních oblastí s vysokým množstvím hospodářských zvířat. Docházelo tedy k persekuci a k cílenému lovu tohoto druhu. Další pokles byl zaznamenán v průběhu druhé světové války, která měla negativní dopad na populace mnoha druhů a abundance druhu dramaticky klesala (Deinet et al., 2013). Od roku 1800 se tedy abundance vlka v Evropě drasticky zmenšila, v řadě zemí včetně území ČR byl fakticky vyhuben. Situace se začala zlepšovat až v druhé polovině 20. století, kdy byl druh v mnoha případech zařazen na seznam ohrožených druhů (Appendix II) (Council of Europe, 1979) a nastalo úsilí o jeho revitalizaci a reintrodukci. U nás se vlk pravidelně objevuje zhruba od roku 1995, v posledním desetiletí již v několika stabilizovaných populacích. Tomu nasvědčují i radikálně se zvyšující odhady jeho densit v posledních 6 letech.



Obr. 16. Vývoj průměrné populační hustoty *Canis lupus* v ČR dle mysliveckých statistik JKS

Stanovištní nároky: Podobně jako liška obecná osídluje i vlk širokou škálu různých stanovišť, mezi které patří lesy, křovinné oblasti, louky a pastviny. Vyskytuje se ovšem i v oblastech vnitrozemních mokřadů a teplých a temperátních pouštích (Mittermeier & Wilson, 2009). Klíčovým faktorem je strukturně členité prostředí s dostatečnou potravní nabídkou (větší kopytníci).

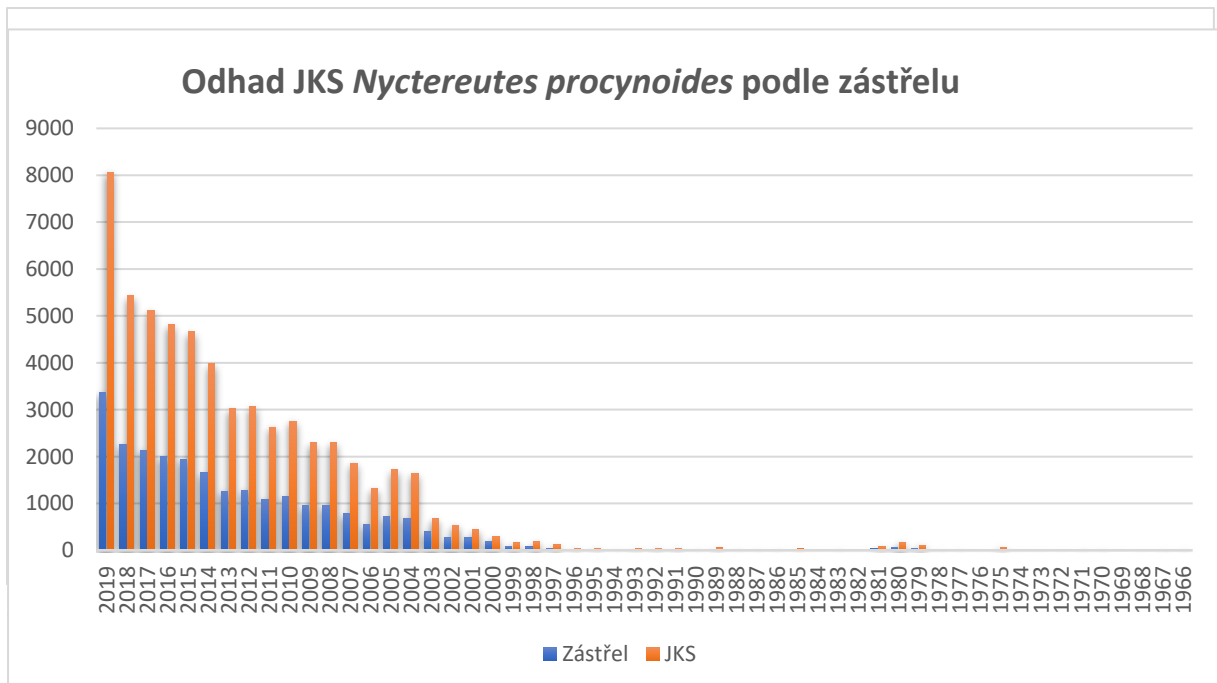


Potravní biologie: Dieta, jak je již výše zmíněno, je velmi variabilní podle dostupnosti kořisti. V místech, kde se nevyskytuje los či jelen bude hlavním zdrojem například *Sus scrofa*. Doplňkovou potravou mohou být drobní hlodavci či mršiny, v blízkosti člověka i ovce. Příležitostně využívá i rostlinou potravu, v hospodářských oblastech například kukuřici nebo hrozny (Zlatanova et al., 2014).

3.7. Psík mývalovitý *Nyctereutes procyonides*

Tento druh je invazivní středně velká šelma, která se na území Evropy dostala v průběhu 20. století hned z několika míst. Jedinci byli postupně vypouštěni do volné přírody v západním Rusku, u severu Kavkazského pohoří a na Ukrajině (Lever, 1985). Z těchto míst se jedinci začali pomalu šířit do severní Evropy a jeho první invaze do střední Evropy proběhla skrze Polsko v roce 1955 a na přelomu 60. a 70. let se již vyskytoval ve všech zemích středoevropských státech (Lever, 1985). Druh je monogamní a samice rodí na jaře až 9 mláďat (Mittermeier & Wilson, 2009), což v kombinaci s nenáročností druhu na potravu či habitat vede k jeho velmi snadné disperzi i přes relativně vysokou mortalitu mláďat (Drygala et al., 2010).

Početnost v ČR: První zprávy o výskytu psíka na našem území se datují do poloviny 20. století, v současnosti je druh rozšířen takřka plošně – je uváděn z 90 % mapovacích čtverců (Anděra a Gaisler 2012). Jeho početnost v ČR lze odhadovat ovšem jen velmi rámcově. Data o zástřelech jsou k dispozici pouze v rozmezí let 1998–2019, naznačují průběžně zvyšování početnosti. Odhady JKS naznačují současnou průměrnou densitu ca 0.01 ind./km². Vzestupný trend je ještě výraznější v sousedním Německu, kde ale hlavně Německu, kde mezi lety 2000–2014 došlo k nárůstu počtu zástřelů na trojnásobek (Reimoser F. & Reimoser S., 2016) a zástřel v dnešní době dosahuje několika desítek tisíc jedinců.



Obr. 20. Odhad početnosti *nyctereutes procyonoides* v ČR dle odlovených kusů dostupných JKS

Stanovištní nároky: Druh je velmi nenáročný na svůj habitat. Zdržuje se spíše ve vlhčích oblastech a jeho výběr habitatu se liší podle oblasti výskytu. Je pozorován na otevřených vlhkých loukách Ruska či v opadavém lese v Japonsku. U nás je k nalezení v blízkosti vodních toků, mokřadů,

v lesích, a i u lidských obydlí, která umožňují přísun přirozené či alternativní potravy (Mittermeier & Wilson, 2009).

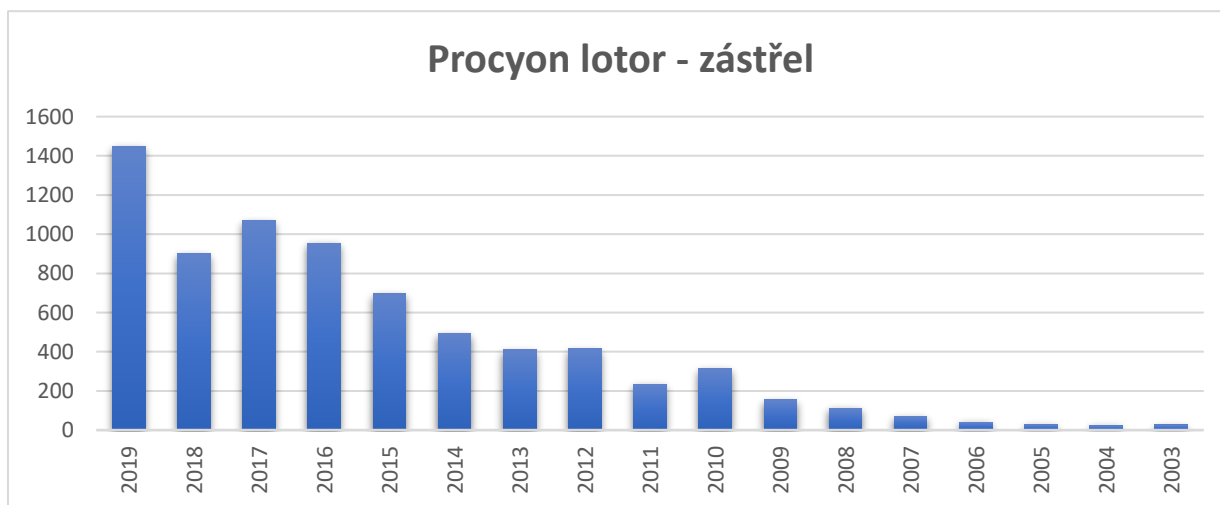
Potravní biologie: Dieta druhu je velmi rozmanitá. Jedná se o omnivorní druh, jehož nejčastějším zdrojem potravy jsou různé plody rostlin, malí savci a různé larvy či dospělci hmyzu. V jeho jídelníčku se ovšem mohou naskytnout i bezobratlí, vejce ptáků či drobní obojživelníci a kukuřice (Sutor et al., 2010). Jejich pravidelná potrava je závislá na období, které ovlivňuje dostupnost potravy, zejména plodů a zároveň potravu ovlivňuje samotný habitat. Jelikož byl výzkum Sutor et al., (2010) realizován v agrikulturní oblastech, je v jeho záznamech celkem vysoké procento kukuřice, která by se v jiném prostředí vyskytovat nemusela, či by mohla být v menším zastoupení.

3.8. Mýval severní *Procyon lotor*

Původem ze Severní Ameriky, mýval je jeden z dalších invazivních druhů opět dovezen za účelem využití na kožešinových farmách v roce v druhé polovině 20. let 20. století do Německa. K jeho šíření po střední Evropě docházelo hlavně po konci 2. světové války, kdy jedinci uprchli z opuštěných kožešinových farem. Ke konci 20. století byl druh pozorován ve volné přírodě ve většině států střední



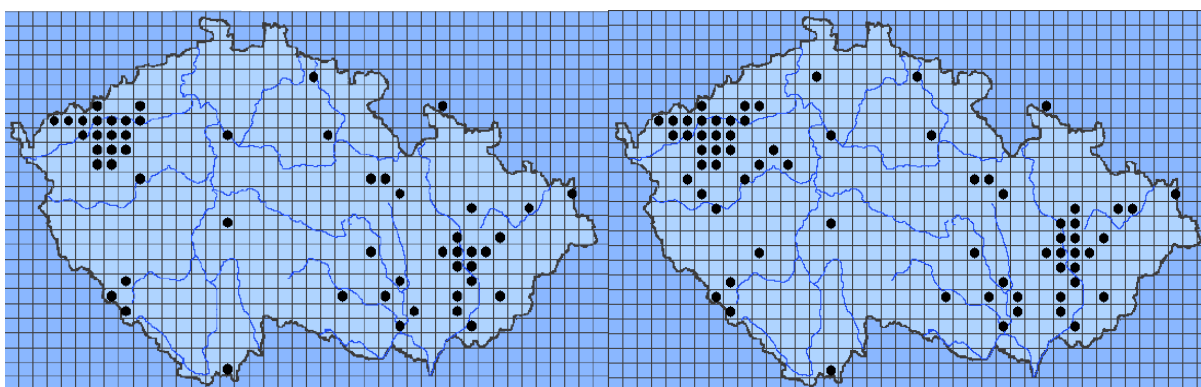
Obr. 21. a 22. Ilustrační fotografie, *Procyon lotor*, Marie Podhůrská, CHKO Brdy, 2018



Obr. 23. Vývoj početnosti *Procyon lotor* v ČR dle odlovených kusů

Evropy a jeho čísla ve volné přírodě pozvolně stoupala (Poledníková et al., 2014). Dnes se jedná o hojně rozšířený druh střední Evropy, který nadále expanduje.

Početnost v ČR: Stejně jako v Německu a Polsku dochází i v ČR k postupnému rozšiřování tohoto invazivního druhu. Bohužel, stejně jako u psíka nejsou k dispozici hodnoty JKS a data o zástřelu byla zaznamenávána až od roku 2003. Současný stav densit tedy není možné odhadovat, jelikož na rozdíl o psíka nemáme žádné záznamy ze strany mysliveckých statistik. Pokud porovnáme mapy distribuce z roku 2014 a 2021 (Obr. 13. a 14.), můžeme ovšem pozorovat postupné šíření této šelmy zejména do sousedních oblastí stálého výskytu. Podle zástřelu a map se dá předpokládat, že je druh nadále nabývá na počtech jedinců a budoucí postupná expanze může být očekávána.



Obr. 24. Rozšíření mývala severního v ČR 2014 (Poledníková, 2014 cit. Podle Anděra, Mapa rozšíření *Procyon lotor* v České republice., 2014)

Obr. 25. Rozšíření mývala severního v ČR 2021 (Anděra M., 2021c)

Stanovištní nároky: Druh je oportunistickým omnivorem s velmi nízkými nároky na prostředí, ale preferuje oblasti v blízkosti vodních toků či mas a lesy (Mittermeier & Wilson, 2009). Jejich výskyt v blízkosti urbanizovaných oblastí není výjimkou, jelikož lidský odpad slouží jako snadný zdroj pro tohoto všežravce. Pravděpodobně z tohoto důvodu je jejich densita vyšší v okolí urbanizovaných oblastí, než v oblastech odlehlých (Šálek et al., 2015). Dalším faktorem, který podporuje tento jev může být i dostupnost obydlí, jelikož lidské stavby či některý odpad mohou sloužit jako snadný úkryt.

Potravní biologie: Druh má velmi dobře vyvinutý čich, což napomáhá při hledání potravy jako jsou vejce ptáků či bezobratlí. Záliba v konzumaci vajec může mít posléze dopad na ptáky hnízdící na zemi. Přestože je mýval celkem zdatný lezec a může se tak dostat i ke stromovým hnízdům (Kauhala, 1996) (Lutz, 1996), jsou pro něj hnízda například vodních ptáků velmi lákavá a tím mohou mít dopad na kolonie vodních ptáků (Hartman et al., 1997). V jeho dietě se ovšem nachází i mnoho dalších složek. Může se živit bobulemi a rostlinami, které tvoří základ jeho stravy v průběhu roku (Mittermeier & Wilson, 2009), či malými savci a obojživelníky, hmyzem. Preferuje potravu, která mu nebude schopna utéct, jelikož se nejedná o zkušeného běžce. Na druhou se jedná o velmi zručného živočicha, který je

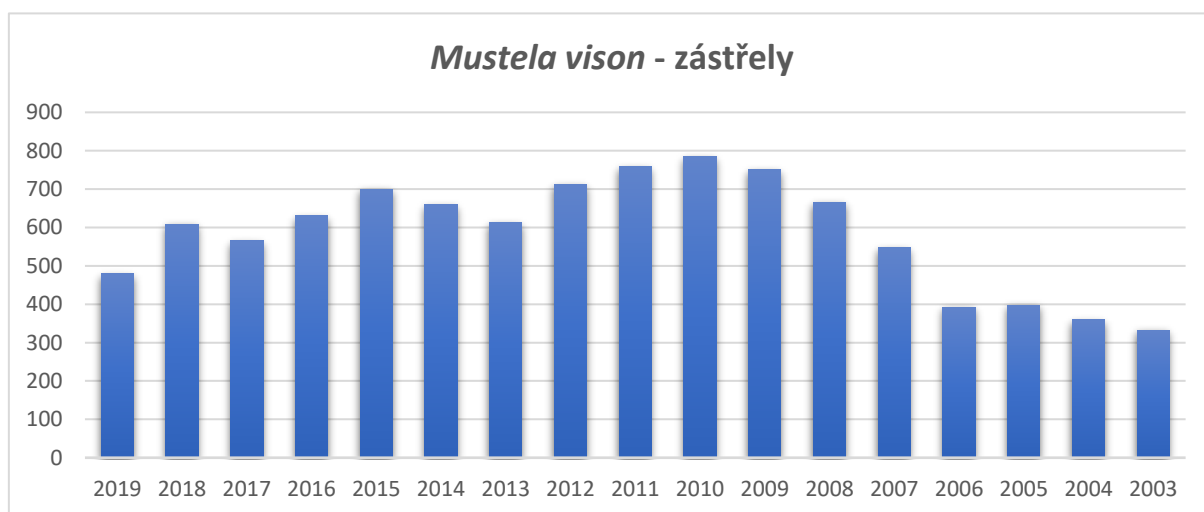
svými předními končetinami schopný například otevírat nádoby, což mu napomáhá při rabování popelnic (Mittermeier & Wilson, 2009).

Mýval jako přenašeč: *Procyon lotor* svou invazí utváří hrozbu ve formě přenašeče chorob, jako je například vzteklina (Vos et al., 2012), kterou přenáší i liška a psík mývalovitý, psinka (CDV – *canine distemper virus*), která může být přenesena na divoká i domestikovaná zvířata a je častou příčinou smrti divokých mývalů a lišek v USA (Pope et al., 2016) a formou FPV (*feline panleukopenia virus*), což je nemoc která je velkým rizikem pro například kočky domácí či volně žijící kočkovité šelmy a mýval může být potenciálním přenašečem (Barker et al., 1983). Nicméně, v Evropě přenos těchto nemocí ani jiné epidemiologické významné efekty populací mývala nebyly zaznamenány, je ale nutné situaci nadále monitorovat.

3.9. Norek americký *Mustela vison*

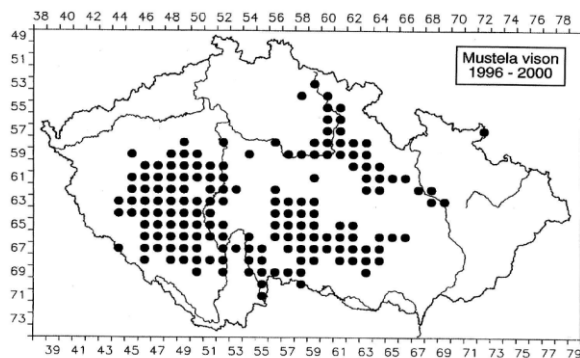
V této práci poslední invazivní druh střední Evropy, který se sem dostal podobně jako mýval ze Severní Ameriky na počátku 20. století na kožešinové farmy (Bevanger & Henriksen, 1995) a byl postupně vypouštěn do volné přírody nezáměrně i cíleně. Šíření tohoto druhu začalo převážně ze Skandinávie a do střední Evropy se druh dostal pravděpodobně v polovině 20. století (Kauhala, 1996). Zásadním zdrojem pro současnou expansní vlnu bylo ovšem úniky z chovů v 80. letech a zejména pak vypouštění chovů rušených na počátku 90.let (Anděra a Gaisler 2012).

Početnost v ČR: Myslivecké statistiky zástřelů jsou k dispozici pro rozmezí let 2003-2019. Ukazují plynulý nárůst počtu do roku 2010 a postupný mírný pokles v následujícím období. Studie Červeného et al. (2001) shrnuje rozšíření norka v ČR v letech 1996-2000 zahrnující 26,8 % mapovacích čtverců. Současný obraz (Anděra, 2021b) s pokrytím 20% naznačuje jistou redukci výskytu, které odpovídá i pokles počtu odlovených kusů. Na této skutečnosti se může podílet jednak interakce

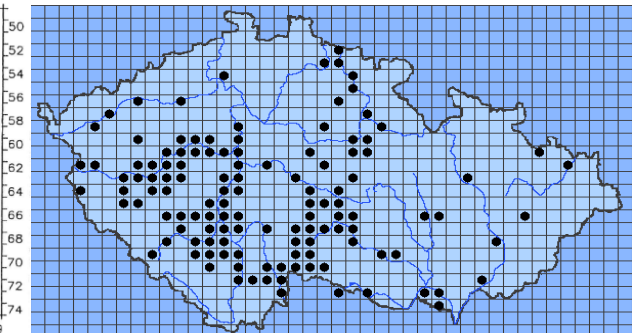


Obr. 26. Vývoj početnosti *Mustela vison* v ČR dle odlovených kusů

s vydrou, jejíž početnost v posledních desetiletích výrazně narůstá, jednak intenzivnější odlov, zesílený argumenty pro důslednou regulaci tohoto druhu s poukazy k negativnímu vlivu na přirozená



Obr. 27. Mapa rozšíření norka v letech 1996-2000, převzato z Červený et al. (2001)



Obr. 28. Mapa rozšíření norka amerického v roce 2021 (Anděra M., 2021b)

společenstva bezobratlých (raků) i obratlovců – například kolonie vodního ptactva (Moore et al., 2003) (Nordström et al., 2003) či jiných savců (Aars et al., 2001) (Sidorovich et al., 1999).

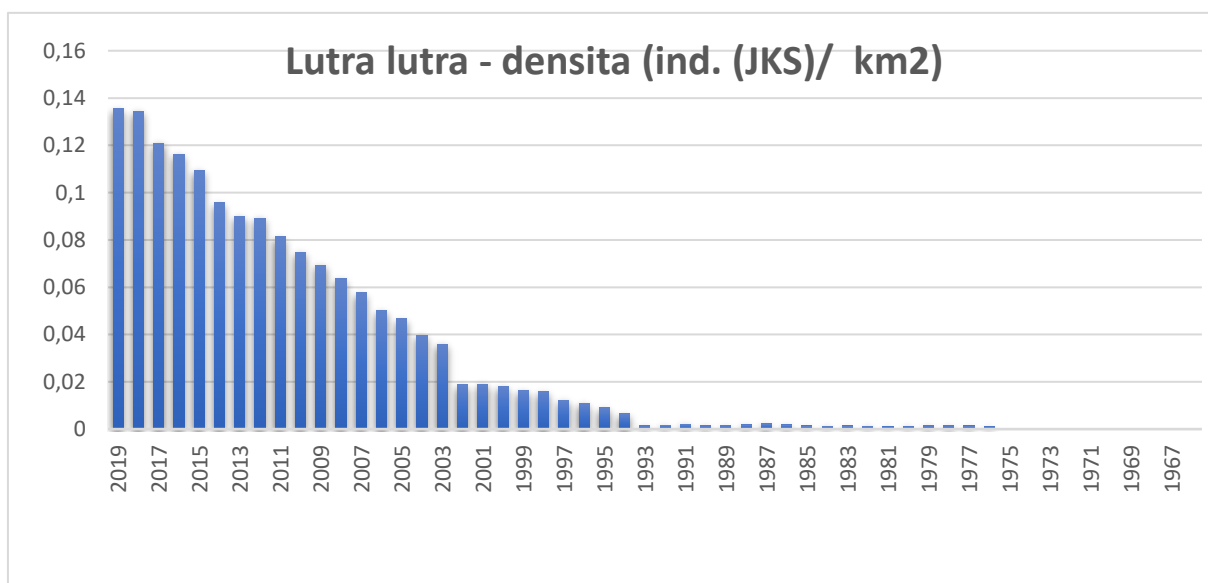
Stanovištní nároky: Jedná se druh dnes rozšířený po celé střední Evropě, preferující habitat v okolí potoků a menších vodních útvarů, v oblasti mokřadů s dostatečně hustou vegetací. Pozorovány jsou určité mezipohlavní rozdíly v stanovištních preferencích, kde samičky nalezneme spíše u malých vodních toků a samce i u větších ploch jako jsou jezera (Mittermeier & Wilson, 2009). Otázkou ne zcela zpracovanou jsou interakce s jinými šelmami tyto stanoviště osídlujícími, jako je vydra říční (*Lutra lutra*) či mýval obecný.

Potravní biologie: V některých oblastech vystupuje norek jako potravní specialista (specializace na malé savce v Bělorusku), obecně jej však třeba hodnotit spíše jako oportunistického predátora, jehož potrava se může skládat z malých savců, ptáků, obojživelníků či ryb, a zastoupení různých typů potravy se může dynamicky měnit v závislosti na dostupnosti potravy a na přítomnosti ostatních predátorů (Mittermeier & Wilson, 2009) (Bonesi et al., 2004).

3.10. Vydra říční *Lutra lutra*

Vydra patří u nás k nejsledovanějším druhům šelem (Anděra a Gaisler 2012). V průběhu minulého století je dokumentován plynulý úbytek populace s výrazným poklesem abundance v druhé polovině 20. století, kdy byla vydra podobně jako v jiných oblastech zařazena mezi kriticky ohrožené druhy. Tento trend byl pravděpodobně důsledkem znečištění povrchových vod a pytláctví, přičemž oba tyto faktory dodnes ohrožují budoucnost tohoto druhu na našem území (Chobot & Němec, 2017).

Početnost v ČR: Druh se u nás začal opětovně rozšiřovat až v devadesátých letech a současným trendem je nárůst density. Vzhledem k stavu ohrožení druhu je zároveň vyloučen lov, a tedy faktory ovlivňujícími jejich populaci jsou převážně čistota povrchových vod a pytláctví, které i nadále přetrvává (Chobot & Němec, 2017). Z výsledků mapování i mysliveckých statistik lze usuzovat, že nárůst density za posledních 17 let je celkem stabilní a pokud nedojde k zásadním legislativním změnám, měl by tento trend nadále pokračovat i v budoucích letech. S přibývajícím početností vydry množí se ovšem podobně jako jinde v Evropě střety se zájmy rybářského hospodaření a s možnými problémy je třeba podobně jako v jiných Evropských zemích i v budoucnu počítat (Koelewijn et al., 2010) (Roos et al., 2015) (Myšiak et al., 2013).



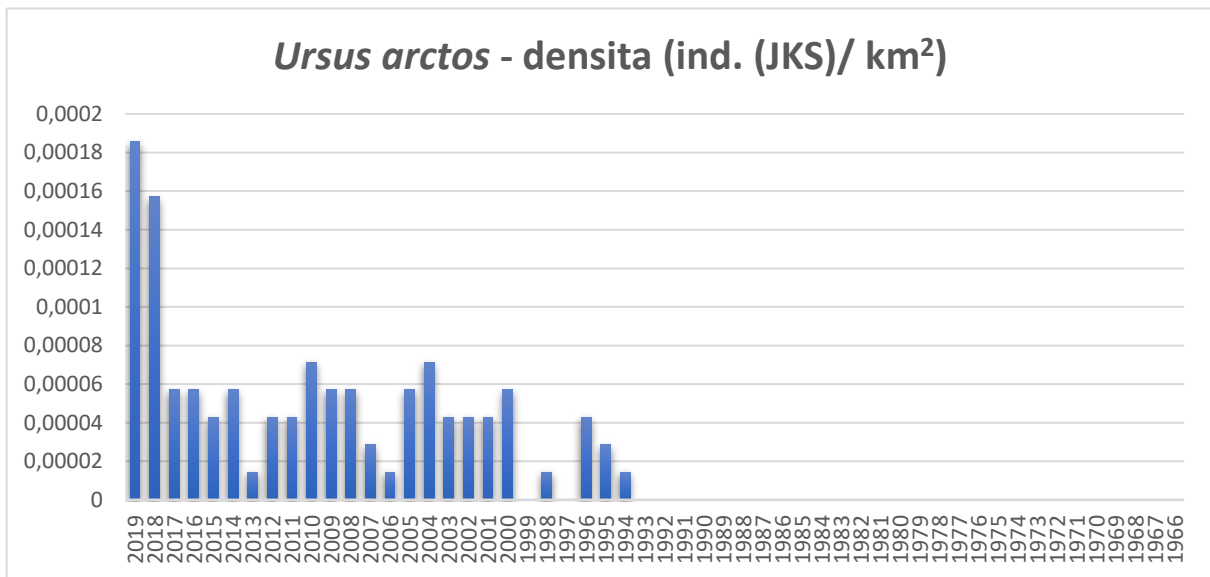
Obr. 29. Vývoj průměrné populační hustoty *Lutra lutra* v ČR dle mysliveckých statistik JKS

Stanovištní nároky: Habitat, který vydra preferuje jsou okolí řek a vodních ploch, které slouží jako rezervoár potravy. Jelikož se jedná o semi-akvatickou šelmu, je málokdy pozorována ve velké vzdálenosti od vodních zdrojů (Hung & Law, 2016). Jejich domovský rozsah není přes příliš velký a převážně se drží v blízkosti své nory, kde odpočívají a přivádí na svět potomky.

Potravní biologie: Dieta tohoto druhu se převážně skládá z ryb či malých obojživelníků, ale vydra může ulovit i ptáky a malé savce. Dostupnost potravy, a tedy lokace habitatu, určuje složky diety. V severní Evropě je pozorován větší poměr ryb ve stravě než například ve Středozeří, kde ve stravě převládají vodní bezobratlí a plazi (Clavero et al., 2003).

3.11. Medvěd hnědý *Ursus arctos*

Medvěd hnědý byl dříve rozšířen po většině severní Evropy a po nemalé části střední Evropy. Nacházel se i na Britských ostrovech, ovšem s postupující expanzí člověka, vzrůstající perzekucí pro maso, kůži a trofeje a degradaci přirozených stanovišť došlo k extinkci druhu v mnoha státech a k silné redukci populace ve zbylých státech snad s výjimkou Skandinávie a Ruska (Zedrosser et al., 2001). V Čechách byl poslední jedinec uloven roku 1856, na Moravě 1908. Jednotlivé kusy se objevují v oblasti Moravských Karpat nepravidelně v druhé polovině minulého století častěji pak teprve v posledních desetiletích (Anděra a Gaisler 2012).



Obr. 30. Vývoj průměrné populační hustoty *Ursus arctos* v ČR dle mysliveckých statistik JKS

Početnost v ČR: Ve střední Evropě se jedná o chráněný druh a jediná stabilní populace se nachází v Karpatském pohoří, odkud občas jednotlivci zavítají i do České republiky, ovšem nejsou záznamy o stabilní rozmnožující se populaci (Kutal et al., 2017). JKS medvěda se podle mysliveckých statistik pohybuje v řádech desítek jedinců, což může být ovšem nadhodnoceno v důsledku značné prostorové aktivity migrujících kusů. Medvěd hnědý na našem území netvoří pravděpodobně stabilní rozmnožující se populaci, jednotlivé kusy se navíc stávají obětí pytláckých odstřelů (Kutal et al., 2017).

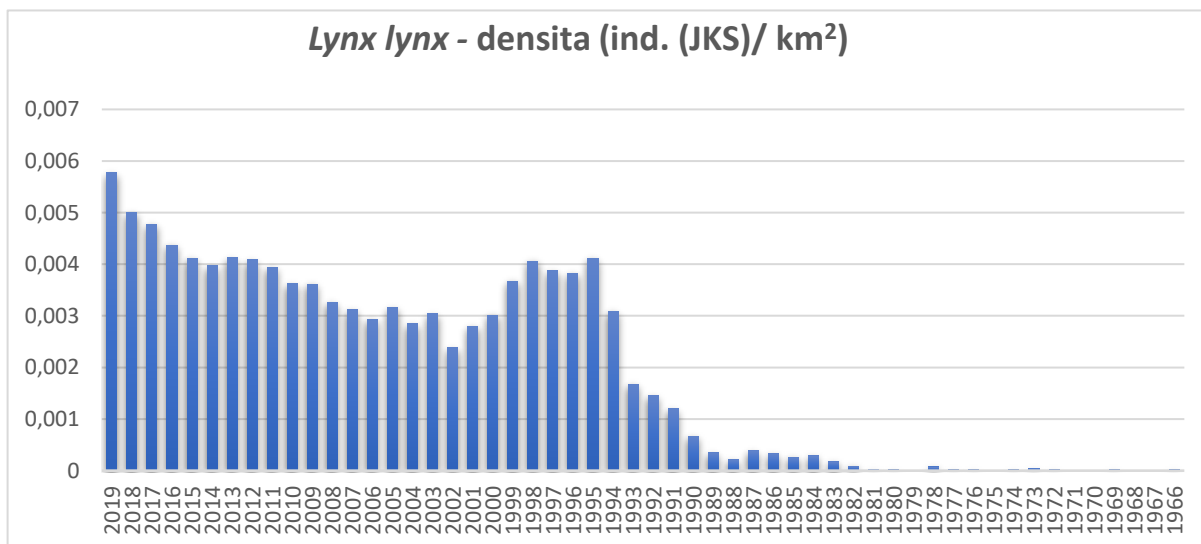
Stanovištní nároky: Ve srovnání s jinými druhy medvědů osídluje medvěd hnědý velmi širokou škálu stanovišť. Vyskytuje se v různých nadmořských výškách, od úrovně moře po několik tisíc metrů nad mořem a obývá jak jehličnaté, tak listnaté či smíšené lesy, tundru, travinné oblasti, a i pouště či polopouště (Mittermeier & Wilson, 2009). Ve střední Evropě by preferovaným biotopem byl členitý listnatý les, s nízkou mírou lidské disturbance, ale s expanzí člověka a omezenou dostupností podobných stanovišť je středoevropská populace druhu soustředěna v hustě zalesněných oblastech jehličnatých či smíšených lesů (Curry-Lindahl, 1972).

Potravní biologie: Jídelníček medvěda je velmi variabilní, a obecně se jedná o omnivorní druh, ovšem regionálně může být herbivorní, či karnivorní (Mittermeier & Wilson, 2009). Obecně se dá říct, že se druh obrací spíše k rostlinné stravě v období jara a léta, kdy v létě převládají hlavně bobule a jiné plody, semena i kořínky, ale už se do jídelníčku přidává i masitá složka která je převážně složena z některých hlodavců, mladistvých kopytníků či ryby (Curry-Lindahl, 1972) (Mittermeier & Wilson, 2009). Typ kořisti je závislý na její dostupnosti v dané lokalitě. Lov větších kopytníků je spíše výjimečný, častěji se uplatňuje zřejmě pouze v oblastech severní Evropy (Curry-Lindahl, 1972).

3.12. Rys ostrovid *Lynx lynx*

Soubor velkých šelem střední Evropy uzavírá rys, robustní kočkovitá šelma osídlující nyní všechny státy střední Evropy (Breitenmoser et al., 2015). Díky početným populacím v Severní Evropě a Asii se podle IUCN nejedná o ohrožený druh, ovšem situace ve střední Evropě je velmi odlišná. S výjimkou Karpat je zde areál rysa zcela fragmentární, výskyt druhu je rys omezen na nepočetné vzájemně izolované populace, založené většinou cílenou reintrodukcí v závěru 20. století. Budoucnost tohoto druhu ve střední Evropě je stále nejasná.

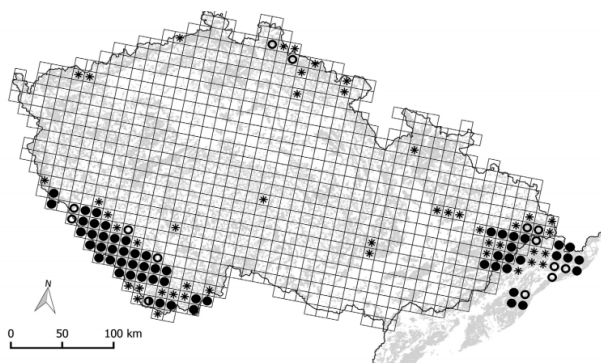
Početnost v ČR: Stabilní populace rysa je rozšířena v Šumavské oblasti, v Jeseníkách a Beskydech (Anděra a Gaisler 2012). Shodně s výsledky mapování (Obr. 30,31) dokládá i záznamy mysliveckých statistik v posledních 20 letech pomalý ale kontinuální nárůst density reintrodukovaných populací, i přes přetrvávající problém s pytláčením, které je nejčastějším důvodem mortality (Wölfel et al., 2001).



Obr. 31. Vývoj průměrné populační hustoty Lynx lynx v ČR dle mysliveckých statistik JKS

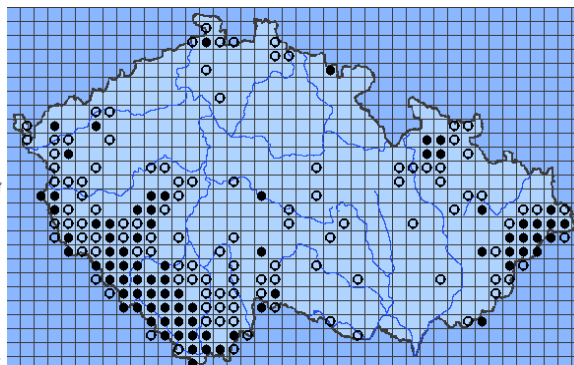
Stanovištní nároky: Rys jako soliterní kočkovitá šelma vyžaduje rozlehlé komplexy lesních porostů, domovské okrsky jednotlivých kusů dosahují rozlohy 100 – 450km² (Mittermeier & Wilson, 2009). Typickým habitatem pro tento druh ve střední Evropě jsou lesy různého typu spíše středních

a vyšších nadmořských výšek, kde jsou pak podmínky vhodné pro stálou reprodukci, ovšem může být pozorován i v nížinných lesích, horských planinách, či v blízkosti zemědělských celků, jestliže nabízejí dostatek úkrytu a potravních zdrojů (Anděra & Červený, 2009b).



Obr. 1. Výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016. Legenda: ● – trvalý výskyt s reprodukci; ○ – trvalý výskyt bez reprodukce; ■ – trvalý výskyt, kde repro-

Obr. 32. Mapa rozšíření *Lynx lynx* na území ČR a na západním slovensku v letech 2012–2016. Zdroj: Kutal et al., 2017



Obr. 33. Mapa rozšíření *Lynx lynx* na území ČR v roce 2021. Zdroj: (Anděra, 2021a)

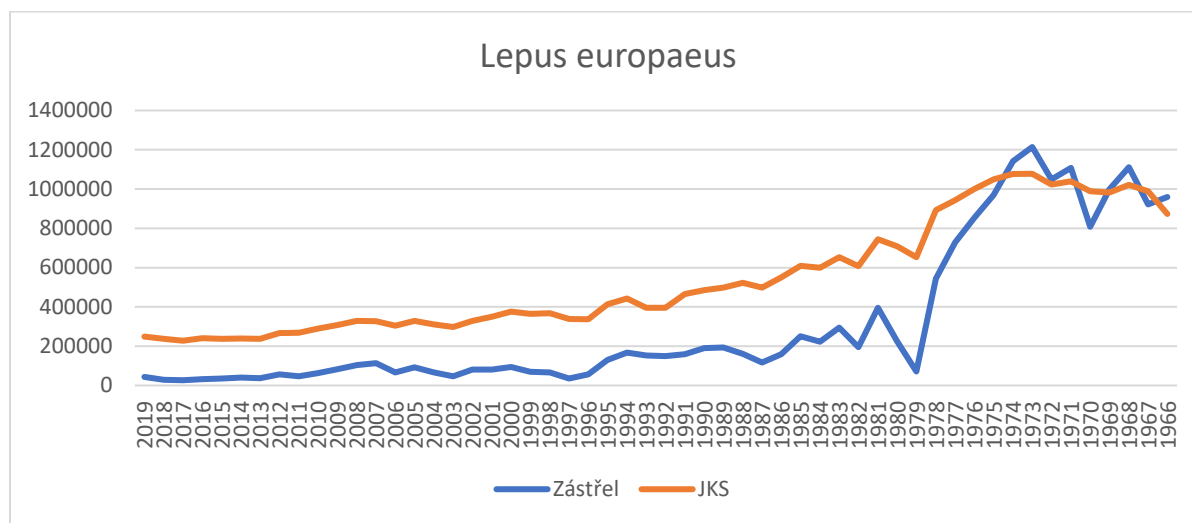
Potravní biologie: Klíčovou složku potravy tvoří menší kopytníci, především srnec, při jeho absenci přejde na malé savce jako je zajíc polní, alternativně může lovit i domácí zvířata jako jsou ovce či kozy (Mittermeier & Wilson, 2009). V ten moment pak nastává konflikt, kterému se snaží státy s tímto chráněným druhem vyvarovat.

4. Diskuse

4.1. Abundanční trendy a struktura společenstev velkých savců

Z výsledků provedených srovnání můžeme konstatovat následující: (i) Statistické záznamy abundančních trendů jednotlivých druhů, shrnuté na základě mysliveckých statistik v předchozích odstavcích, ukazují pro většinu druhů velkých savců zřetelný nárůst početnosti. (ii) Platí to jak pro velké herbivory tak pro většinu šelem. (iii) Zřetelná akcelerace těchto trendů patrná od 90.let minulého století, velmi pravděpodobně souvisí se změnami vlastnické struktury pozemků a diversifikací jejich využívání, rozšiřováním mozaiky ekotonů, ruderálních a hospodářsky nevyužívaných lesních stanovišť. (iv) V rámci herbivorů je zvláště zřetelný rapidní nárůst početnosti u prasete divokého, který je k adaptivní reakci na takovéto změny disponován svou reprodukční strategií (velký počet mláďat, rychlý obrat, vysoká socialita). (v) Přejímáním u prasete, srnce či jelena sleduje nárůst populace i zvýšený objem odstřelů – intenzita odlovu těchto druhů zmíněné abundanční trendy podstatně neovlivňuje. (vi) Počet zástřelů se průběžně zvyšuje i v případě nejhojnějších šelem – lišky a jezevce, jejichž kmenové stavy narůstají v uvedeném období s nemenší intenzitou. (vii) Samostatnou kapitolou je expanze invazních druhů zejména psíka mývalovitého a mývala, jejichž početnost vykazuje v úseku posledních 10-15 let přes intenzivní odlov strmý nárůst. (viii) Inverzně těmto trendům naznačují myslivecké statistiky (viz Příloha 1) úbytek početnosti ve skupině drobných šelem u kun a zejména

tchoře. (ix) Expanze norka amerického zvláště výrazná v devadesátých letech a na počátku tohoto století, vykazuje v posledních desetiletích zřetelné zbrzdění, možná i v důsledku interakcí s vydrou, u níž je v tomto úseku patrný strmý populační nárůst.



Obr. 34. Porovnání zástřelu a JKS *Lepus europaeus* v ČR dle mysliveckých statistik

Na pozadí těchto skutečností je třeba připomenout i setrvalý pokles početnosti zajíce navazující na dramatický úbytek na konci 70. let (Obr. 32.) a takřka kompletní extinkci volně žijících populací králíka divokého (viz Příloha 1). Nakolik lze tyto skutečnosti klást do souvislosti s pozitivními populačními trendy lišky či chemizací zemědělské produkce je obtížné posoudit.

I když pomíneme specifickou situaci u nejvýznamnějších forem velkých savců na našem území (los, medvěd, kočka divoká), nově se ustavující populace vlka či šakala, které do struktury společenstev velkých savců zasahují dosud spíše jen okrajově, můžeme konstatovat, že populační situace velkých savců vykazuje na našem území značnou dynamiku. Jejich interakce a způsoby jakým společenstva velkých savců reagují na současné změny krajiny představují tedy již z těchto důvodů téma zasluhující si soustředěnou pozornost zoologů. Bohužel, třeba konstatovat, že informací o společenstvech velkých savců nezávislých na údajích mysliveckých statistik, u nichž nelze vždy vyloučit možnost účelového ovlivnění, je dosud jen velmi málo. Tato skutečnost souvisí i s metodickými možnostmi podobných sledování, jimž se věnuje v následující kapitole.

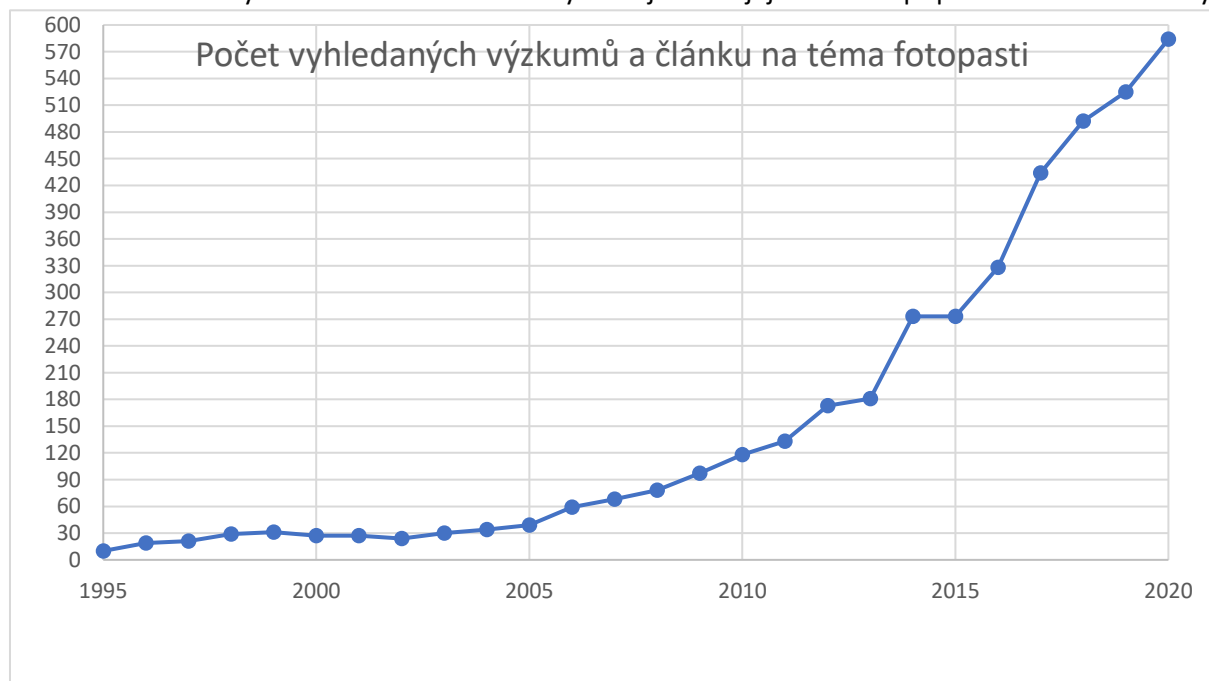
4.2. Alternativní techniky výzkumu společenstev velkých savců

Terénní metody používané pro zjišťování výskytu a odhad početnosti monitorování velkých savců zahrnují tradičně techniky identifikace stop a pobytových dokladů, včetně sběru exkrementů a jejich rozborů. Jako technika monitorování jsou rozšířeny o standardizaci postupů, sledovaných lokalit a časových intervalů. V případě spolehlivě rozlišitelných dokladů a druhů s jednoznačnou

mikrohabitatovou specializací (např. vydra) jde o osvědčenou a vysoce efektivní metodu. V jiných případech nemusí být ovšem výsledky podobných šetření plně reprezentativní (srv, např. sběr exkrementů v období hojného bylinného a keřového patra či v příliš velkém prostoru). Positiva jsou ovšem i zde v technické nenáročnosti a ceně metody, která je v porovnání s moderními metodami velmi nízká.

Tradičními postupy lze získat i rámcové informace o struktuře společenstev velkých savců, informace o dominantní struktuře společenstva, resp. reálně početnosti jednotlivých druhů jsou zde však značně zkresleny v důsledku značných mezidruhových odlišností frekvence a prostorové distribuce pobytových stop. Nezanedbatelným faktorem omezujícím spolehlivost podobných informací jsou značné rozdíly v charakteru prostorové aktivity jednotlivých druhů velkých savců, rozsahu domovských okrsků jednotlivých zvířat a způsobu jejich využívání. Informace o těchto skutečnostech jsou dnes k dispozici zejména díky možnostem radiotelemetrického sledování (využití rádiových vln vysílaných z vysílačky na zvířeti) (Sokolov, 2011), nyní typicky v kombinaci s technikami GPS tracking (Schieltz et al., 2017).

Pro analýzu struktury společenstev velkých savců mají však podobné informace pouze význam kontextuálního parametru. Základní metodou poskytující přímá data o lokálním výskytu všech druhů společenstva jsou tedy v první řadě záznamy z automatických kamer v terénu exponovaných fotopastí. Tato zařízení snímají fotografie nebo videosekvence při detekci pohybu v torném poli, a to i v noci. Výsledkem je soubor fotografií či videozáznamů různé kvality, závislé na kvalitě samotné fotopasti, které lze dále analyzovat co do zaznamenaných objektů a jejich druhé příp. individuální identity.



Obř. 35. Ukázka stoupajícího trendu využití fotopastí za pomoci vyhledavače Web of Science při zadání klíčových slov „camera trap“

Vědecké studie využívající tuto techniku vykazují zejména v posledních pěti letech strmý nárůst (Obr. 33.).

Technika fotopastí je nyní využívána vedle monitorování struktury společenstev pro studium řady dalších dílčích témat. Sběrem fotografií za pomoci této techniky mohou být získána data pro zkoumání pohybů jednotlivých druhů, diverzity oblastí, abundance druhů (Silver et al., 2004) a podobně. Tato metoda se používá pro pozorování druhu i jednotlivce, ovšem vzhledem ke kvalitě fotografií (hlavně nočních) záleží na rozeznatelnosti jednotlivců. Pokud má cílený subjekt výrazný morfologicky rozlišující znak, je pak možné jej odlišit od většiny a zaměřit se touto technikou na jeho pozorování. V současné době je velmi populární využití fotopastí pro monitorování šelem (zejména kočkovitých šelem) (McCallum, 2013), které je jinak těžké zachytit kvůli jejich aktivitě, teritoriálnímu chování či příliš husté vegetaci. Dnes existují i studie, které se snaží prosadit využití fotopastí i pro odhad hustoty populace (Rowcliffe et al., 2008) a můžeme se setkat i se studii využívajícími kombinace technologií pro jejich porovnání či dosažení přesnějších výsledků (Noss et al., 2003).

Nevýhodou moderní techniky jsou v první řadě výdaje, které jsou podstatně vyšší než u ostatních metod, kvůli ceně přístrojů a potřebné technologie ke zpracování dat (laptop/počítač, SD karty, baterie, úložiště). Dalším negativem může být, zejména při práci s fotopastmi, velké množství dat a jejich třídění, které je časově náročné, ale řešitelné tvorbou vhodného počítačového programu (Miguel et al., 2017), či vytvořením globální databáze (McCallum, 2013). Vědecké práce na téma



Obr. 36. Ilustrační fotografie fotopasti. Marie Podhůřská, Praha



Obr. 37. Ilustrační fotografie umístění fotopasti v terénu. Marie Podhůřská, CHKO Brdy

automatizace třídění snímků z fotopastí jsou již k dispozici a přesnost těchto programů se velmi liší. V současné době vyšla recentní studie na toto téma (Carl et al., 2020), která využívá alternativního volně dostupného modelu. Výsledky tohoto výzkumu prokázaly, že za využití tohoto modelu je možné dosáhnout relativně kvalitního třídění fotografií alespoň v rané fázi, kdy je nutné oddělit fotografie s daty a bez dat (bez zvířete). Proces třídění fotografií už v tomto stádiu manuálně je velmi časově náročný z důvodu množství fotografií pohybující se vegetace, tudíž je využití těchto programů velkým přínosem. Co se týče zařazení jednotlivých druhů do jejich taxonomického postavení, tam byla přesnost nižší, ovšem tento nedostatek by mohl být vyřešen pokročilejším kódováním programu.

V momentě, kdy jsou fotografie manuálně tříděny by měl být brán ohled na vegetaci v hledáčku pasti. Při výběru lokality umístění pasti by měl být brán v potaz jarní a letní růst vegetace v konkrétním místě focení, kvůli množství pohybujících se travin či větví, které spustí fotopast a navyšují množství nechtěných dat. Pro správně umístění pasti a její namíření je důležité znát cílovou skupinu zvířat, kterou chceme zachytit. Pokud bude cíleným druhem například lasice či veverka, měla by je past zachytit tak, aby byly na snímku rozeznatelné konkrétní druhy či poddruhy. V situaci, kdy bude lasice na fotografii příliš malá, bude znatelně těžší druh určit a může se také stát, že příliš malý subjekt nespustí past. Při nesprávném umístění by tedy docházelo ke ztrátě dat. Zejména v případě, kdy je sledována diverzita určité oblasti, je nutné brát na zorné pole kamery ohled (Glen et al., 2013).

Krádeže a poškození zařízení jsou dalším problémem, se kterým je možné se při využití technologie setkat. S krádeží aktivní fotopasti dochází nejen k finanční ztrátě, ale i ztrátě dat, která jsou často esenciální pro přesnost výzkumu (Meek et al., 2019). Při umísťování fotopasti je tedy nutné nejen zajistit, aby byla v oblasti, kde je relevantní pravděpodobnost živočichy zachytit, ale i zajistit její maskování či připevnění, aby nedocházelo k odcizení. Při vlastním pozorování jsem se s tímto problémem osobně setkala a problematika chybějících dat je vážným problémem. K odcizení pastí docházelo ve velkém měřítku, a to přes jejich maskování, nestandardnímu umístění a bezpečnějšímu



Obr. 38. Ilustrační fotografie mláděte srnce obecného. Marie Podhůrská, CHKO Brdy

upevnění. Při ztrátě dat ve velké míře dochází k nepřesnosti výsledků a jedná se o jedno z negativ této metody.

Při sběru dat je nutné se zaměřit na správné umístění kamer. Zorné pole kamery a velikost jedince na snímku byly již zmíněny, ovšem nelze opomenout geografické umístění zařízení. Vzájemná vzdálenost jednotlivých kamer, která hraje roli při finalizaci dat, je důležitým faktorem zejména při práci s výše zmíněnými programy. Živočichové, zejména šelmy, jsou ve většině velmi mobilní a jedinec bývá zachycen na více než jedné pasti během relativně krátkého časového intervalu, a tudíž je vzájemná vzdálenost kamer (Wegge et al., 2004) a také rychlosti pohybu živočicha (Rowcliffe et al., 2008) často důležitou hodnotou při finálních výpočtech.

Se stoupajícím zájmem výzkumů zahrnujících fotopasti přibývá a metod pro jejich využití je mnoho. Jednou častěji zmiňovaných prací byl výzkum Rowcliffe et al. (2008), který zaměřil na odhad hustoty populace bez rozeznání jednotlivců a jeho Random encounter model (REM) je i dnes relativně novou záležitostí. REM je založen na rychlosti detekce, rozměrech sektoru detekce a rychlosti pohybu druhů. Tato metoda není ovšem aplikovatelná na veškeré druhy (Foster & Harmsen, 2012), jelikož jednou z podmínek pro nezaujaté výsledky je náhodný pohyb živočichů nezávisle na sobě. Druhy, které jsou přirozeně teritoriální či sociální tuto podmínku nesplňují a výsledky mohou tedy být nepřesné. Výzkum, který se jeden z takových druhů snažil metodou REM monitorovat prokázal, že tento model je aplikovatelný i na tyto druhy, ovšem je nutné pozměnit původní náhodné rozmístění (Cusack et al., 2015).

Další metodou, kterou by bylo vhodné zmínit je metoda SECR, tedy spacially explicit capture-recapture metoda. Na rozdíl od předchozí je v této metodě vyžadováno rozpoznání jedince. Taktéž existují podmínky pro správné uplatnění této metody. Obecně by se mělo jednat o uzavřenou populaci jedinců, kteří mají svá vlastní místa aktivity, která se nemění v průběhu času. Početnost fotografií s jednotlivci by měla klesat se zvyšující se vzdáleností od bodu aktivity a každý snímek jedince je individuální hodnota (Foster & Harmsen, 2012). Je tedy nutné, aby byl uživatel této metody obeznámen s domovským okrskem jedince a druhu a vybral vhodný druh pro tento typ sledování.

Obecně sledovací metody tohoto typu spadají pod distance sampling metody (CITACE), které se nevztahují pouze k fotopastem ale i k jiným sledovacím metodám jako je i sběr DNA dat, zvukové monitorování apod.

Pro potřeby analýzy struktury společenstev je nutné nevýhody jednotlivých záznamových míst kompenzovat množstvím souboru pastí a expozicí jednotlivých pastí pokrývajících reálnou porostovou a prostorovou členitost sledovaného území, analogicky jako v případě tradičních technik výzkumu drobných savců prostřednictvím odchyťových pastí.

Takovýto typ sledování jsem v letech 2018-2020 prováděla na území CHKO Brdy, předběžné výsledky jsou shrnuty v Příloze 2.

4.3. Změny společenstev v kontextu změn krajiny a související opatření

Krajina v Evropě prošla velkými změnami za posledních 70 let a v tyto změny v nemalém měřítku ovlivnily nejen jednotlivé živočišné druhy, ale zároveň s nimi ekosystém jako celek – od ztráty diverzity krajiny důsledkem přechodu k intenzivnímu hospodářství po fragmentaci jednotlivých habitatů výstavbou dálnic a změn ve vodním hospodářství. Přejít k intenzivnímu hospodářství nastal již v roce 1950 (Gardner, 1996), kdy se zvyšující se poptávkou docházelo k navýšení produkce za snížení kvality postupu pěstování či chovu. Používání pesticidů a chemických hnojiv, zakládání velkochovů hospodářských zvířat a úniky chemikálií do přírodních rezervoárů vody bylo čím dál tím častější, a to vše ovlivnilo tehdejší krajinu a její diverzitu. Pro některé živočichy tyto změny vyústily ve změny přirozeného habitatu či jejich vymizení v jejich přirozeném areálu výskytu. Příkladem tohoto jevu je pokles abundance zajíce polního (Smith et al., 2005), pokles abundance a diverzity včel a opylovačů v izolovaných oblastech (Steffan-Dewenter & Tschirntke, 1999), snižování genové diverzity skokana hnědého *Rana temporaria* v důsledku zásahu člověka a intenzivního typu hospodářství (Johansson et al., 2005).

Jednou z problematiky se za posledních 70 let stal také trend opouštění agrikulturních pozemků. K tomuto jevu dochází zejména kvůli životní úrovni v zemědělských oblastech mimo města (Navarro & Pereira, 2015). Vzhledem k mechanizaci zemědělství velkými magnáty a tím i poklesu cen produktů se staly agrikulturní oblasti a práce ve farmářském prostředí nelukrativní pro mladé generace. Takováto práce je fyzicky náročná. Při postupném stárnutí generace tradičních farmářů a odlivem mladé generace do měst, která nabízejí více možností a alespoň zdánlivě vyšší životní úroveň, dochází již od 60. let k postupnému opouštění rurálních oblastí (Keenleyside et al., 2010). Nastává tedy otázka, co s těmito opuštěnými oblastmi do budoucna dělat a co se týče Evropy, zaměřujeme se převážně na rewilding, tedy navrácení člověkem pozmeněné nepřirodní krajiny do jakéhosi stavu samostatné existence (Corlett, 2016a), (Corlett, 2016b), kdy je ekosystém odolný a stabilní. Cílem je tedy ponechat tyto oblasti přirozené sukcesi a co nejrozměněji zamezit zásahu člověka. I přesto je ovšem žádán dohled nad situací a mimořádně i zásahy, a to převážně v rané fázi (Navarro & Pereira, 2015).

Častou inspirací pro management těchto oblastí se stává pleistocén ovšem skutečně jen inspirací. Důvodem pro to je viditelný důsledek extinkce velkých herbivorů a karnivorů (v období megafauny), která měla dopady na pozdější vegetaci, a i rozložení krajiny (Vera, 2000). Megafauna a flora pleistocénu má tedy spíše sloužit jako měřítko či vodítko k tomu, jak by tyto zemědělské krajiny

měly eventuelně vypadat po jejich rewildingu (Josh Donlan et al., 2006). Problematikou tohoto procesu je tedy druhové složení, míra intervence, budoucí střety člověka s přírodou a politicko-ekonomické zájmy jednotlivých států (Corlett, 2016b). Rewilding má svá úskalí a negativní dopady zároveň s pozitivními. Může nastat situace, kdy bude úspěšné na jedné lokaci, ale ta bude mít negativní vliv na krajinu okolo. Je tedy otázkou jak se tohoto trendu do budoucna Evropská Unie a její jednotlivé státy zhostí, ale vzhledem k narůstajícímu počtu opuštěných zemědělských krajin ve střední Evropě (Navarro & Pereira, 2015) je rewilding jednou z možností, jak se s nimi vypořádat. V současné době je stále aktuální nezávislá nezisková organizace Rewilding Europe (Rewilding Europe, 2011) založená v roce 2011, která se tímto procesem aktivně zabývá a v roce 2020 pracovala na rewildingu 8 lokací v Evropě.

Dalšími změnami v krajině střední Evropy je výstavba infrastruktury a nových budov či komplexů. Tedy obecně řečeno, rozšiřováním lidské populace. Tyto výstavby mají mnoho projevů, ať už se jedná o znečištění v okolí silnic a obydlí, úmrtí či poranění zvěře či fragmentaci habitatů. Veškeré výše zmíněné projevy mohou zásadně ovlivnit chod ekosystému (Van Bohemen, 1998). Dojde k narušení pochodů, které v ekosystému fungovaly, jelikož některé druhy budou buďto nepoškozené či ve výhodě, zatímco u jiných dojde k poklesu například počtu jedinců, migraci či snižování genetické variability. Hlavním problémem ovšem zůstává již zmíněná fragmentace neboli rozdělení celku (habitatu, populace, ekosystému) na menší části které jsou často izolovány bariérami jako ploty, vodní plochy, urbanizované oblasti, silnice, zemědělské či hluk a světlo (Jaegeret al., 2011). Právě izolace má poté největší vliv hlavně na malé populace, pro které je migrace a výměna genetické informace mezi ostatními populacemi esenciální. Při úplné izolaci a malé velikosti populace se pak dostáváme do situace, kde je přirozená selekce vytlačena genetickým driftem, dochází k inbreedingu a může být pozorován i efekt hrdla lahve (Andersen et al., 2004).

Problematika výstavby infrastruktury bez přílišné fragmentace je častým tématem ve střední Evropě už kvůli tomu, že je to jeden z hlavních důvodů pro snižování biodiverzity (Jaegeret al., 2011). Návrhů na řešení je více, ať už se jedná o zelené přechody, které můžeme pozorovat například v Německu, kde živočichům dávají alespoň možnost překročit bariéry snížit tím efekt izolace (Žák & Florian, 2013), nebo se může jednat o tunely pro jezevce, které jsou pozorovatelné v Holandsku, kde k úmrtí jezevců na silnici docházelo ve velkém měřítku (Van Bohemen, 1998), (Dekker & Bekker, 2010). Umístění těchto ekoduktů a tunelů je ovšem velmi individuální pro jednotlivé oblasti a výstavba velkých zelených přechodů je často finančně velmi náročná (Corlatti et al., 2009) a není jich tedy příliš velké množství. To, zda tyto podchody a nadchody mají zásadní efekt na genetický tok mezi populacemi není doposud úplně jasné, ovšem je prokázáno, že živočichové jsou schopni tyto konstrukce využívat (Simpson, Stewart, Schroeder, Cox, Huebner, & Wasley, 2016) a je možné tyto pochody efektivně pozorovat za pomoci fotopastí či jiné technologie (Clevenger & Waltho, 2003)

(Fordet al., 2009). Vzhledem k častému narušení migračních koridorů výstavbou právě dálnic či rychlostních silnic, je vhodné tyto přechody či podchody umístit právě do míst, kde by ho postižení živočichové nejpravděpodobněji mohli využít.

Vzhledem k narůstajícímu počtu výše zmíněných bariér se dostáváme do situace, kdy jsou velcí savci jako je vlk či los, potřebující velké teritorium, nuceni udržovat se v menším areálu a migrovat mezi jednotlivými fragmenty. Mezi zde zmíněnou migraci spadají i migrace na krátkou i dlouhou vzdálenost a krátkodobé přesuny pro přístup k vodě či potravě. Udržování funkčních migračních koridorů je tedy základem pro dlouhodobé přežívání populací těchto velkých savců či druhů závislých na sezónních migracích za zdroji potravy a úniku predátorům. Tyto koridory jsou tedy současně velmi důležité téma a výše zmíněné zelené mosty by měly být vystavovány přes bariéry bránící tomuto přirozenému pohybu zvířat. Na území České republiky se toto téma týká hlavně druhů jako je rys ostrovid (vlk obecný, medvěd hnědý a velkých kopytníků jako los evropský a jelen lesní (Strnad et al., 2012) Problematika migračních koridorů je však u nás oproti ostatním státům stále zanedbávána. Přestože již dnes existují podklady k výstavbě ekoduktů či podchodů na vhodných místech, je ve střední Evropě mnoho míst, kde nesplňují svůj účel kvůli svému nelogickému umístění či změnám okolí. Příkladem může být ekodukt v ČR vystavěn na dálnici D6 v blízkosti Karlových Varů, kde dnes v blízkosti nadchodu stojí čerpací stanice a obchodní centrum, které samozřejmě odradí živočichy od užívání ekoduktu a zároveň tato situace vyvolává negativní veřejné mínění o těchto typech stavby (Hlaváč, 2013). V současné době se u nás počet ekoduktů postupně zvyšuje, ovšem mnoho kritických míst pro migraci stále není pod kontrolou. Pro zabránění srážky zvěře s vozidly došlo také k často oplocení dálnic a rychlostních silnic, což nadále zvyšuje problematiku fragmentace krajiny.

Pro představu dopadu výstavby silnic a narušení migračních koridorů je dobrým příkladem los evropský, jehož populace v České republice na Třeboňsku a na Šumavu se za posledních 30 let velmi zmenšila, velmi pravděpodobně v důsledku snížení počtu migrujících jedinců z Polska, v důsledku výstavby nových migračních bariér (Hlaváč, 2013).

5. Závěr

Se změnami krajiny ve střední Evropě se mění i společenstva velkých savců. Podíl rezidentních druhů rozšiřují i strmě narůstající počty invazivních druhů. U většiny forem je v posledních desetiletí patrné zvyšování početnosti. Současně ovšem u savců střední velikosti (zajíc, kuny, tchoř) dochází ve stejné době ke zřetelnému úbytku početnosti až po lokální extinkce volně žijících populací králíka divokého. U většiny lovných zvířat je vzestup početnosti provázen zvýšením intenzity odlovu bez zřetelnějšího vlivu na zmíněné populační trendy. Nejnápadnější to je v případě výrazného populačního vývoje prasete divokého, lišky, psíka mývalovitého a mývala severního.

Uvedené skutečnosti velmi pravděpodobně souvisí i s výraznými změnami ve struktuře naší krajiny a charakteru jejího hospodářského využívání. Monitorování struktury společenstev velkých savců, její lokální variability a aktuálních změn je tedy důležitým úkolem i pro zoologický výzkum. Ideální metodou pro studium těchto otázek je standardizované využití techniky kontinuálního monitorování prostřednictvím fotopastí. Metodické souvislosti tohoto typu výzkumu a problematika krajinného managementu jako významného faktoru ovlivňujícího prosperitu velkých savců na našem území jsou podrobně diskutovány.

Reference

- Aars, J., Lambin, X., Denny, R. & Griffin, A. C. 2001.** Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4(3), 187-194.
- Anděra, M. 2021a.** Mapa rozšíření *Lynx lynx* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Citováno 24.03.2021. Dostupné na: <<https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id61/>>
- Anděra, M. 2021b.** Mapa rozšíření *Neovison vison* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Citováno 24.03.2021. Dostupné na: <<https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id38/>>
- Anděra, M. 2021c.** Mapa rozšíření *Procyon lotor* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Citováno 23.03.2021. Dostupné na: <<https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id49/>>
- Anděra, M. & Červený, J. 2009a.** *Velcí savci v České Republice: rozšíření, historie a ochrana. Sudokopytníci (Artiodactyla). Even-toed ungulates (Artiodactyla).* Národní muzeum, Praha.
- Anděra, M. & Červený, J. 2009b.** *Velcí savci v České republice - rozšíření, historie a ochrana. 2., Šelmy (Carnivora),* Národní muzeum, Praha.
- Anděra, M. & Gaisler, J. 2012.** *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana.* Academia Praha.
- Andersen, L. W., Fog, K. & Damgaard, C. 2004.** Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1545), 1293-1302.
- Barančková, M., Krojerová-Prokešová, J., Šustr, P. & Heurich, M. 2010.** Annual changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) diet in the Bohemian Forest, Czech Republic/Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 327-333., 2010.
- Barker, I. K., Povey, R. C. & Voigt, D. R. 1983.** Response of mink, skunk, red fox and raccoon to inoculation with mink virus enteritis, feline panleukopenia and canine parvovirus and prevalence of antibody to parvovirus in wild carnivores in Ontario. *Canadian Journal of Comparative Medicine*, 47(2), 188., 1983.
- Bartoš, L., Kotrba, R. & Pintíř, J. 2010.** *Ungulates and their management in the Czech Republic.* In: Editors Apollonio, M., Reidar, A., Putman, R., *European ungulates and their management in the 21st century.* Cambridge University Press, Cambridge, 243-261.
- Bevanger, K. & Henriksen, G. 1995.** The distributional history and present status of the American mink (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Norway. *Annales Zoologici Fennici*, 32(1), 11-14.
- Bonesi, L., Chanin, P. & Macdonald, D. W. 2004.** Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos*, 106(1), 19-26.
- Breitenmoser, U. B.-W., Lanz, T., von Arx, M., Antonevich, A., Bao, W. & Avgan, B. 2015.** *Lynx lynx* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12519A121707666. Downloaded on 06 January 2021.
- Burbaiteė, L. & Csányi, S. 2009.** Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology*, 58(3), 169-180.

- Carl, C., Schönfeld, F., Profft, I., Klamm, A. & Landgraf, D. 2020.** Automated detection of European wild mammal species in camera trap images with an existing and pre-trained computer vision model. *European Journal of Wildlife Research*, 66(4), 1-7.
- Clavero, M., Prenda, J. & Delibes, M. 2003.** Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography*, 30(5), 761-769.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2003.** Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. UC Davis Road Ecology Center. Retrieved from <https://escholarship.org/uc/item/3g69z4mn>, 2003
- Clutton-Brock, T. H., Iason, G. R., Albon, S. D. & Guinness, F. E. 1982.** Effects of lactation on feeding behaviour and habitat use in wild red deer hinds. *Journal of Zoology*, 198(2), 227-236.
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, A., S. A., Bontadina, F. & Deplazes, P. 2004.** The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian biology*, 69(2), 81-95.
- Corlatti, L., Hackländer, K. Y., Frey-Roos & D., F. R. 2009.** Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23(3), 548-556.
- Corlett, R. T. 2016a.** The role of rewilding in landscape design for conservation. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(3), 127-133.
- Corlett, R. T. 2016b.** Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. *Trends in ecology & evolution*, 31(6), 453-462.
- Cornelis, J., Casaer, J. & Hermy, M. 1999.** Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. *Journal of Zoology*, 248(2), 195-207.
- Council of Europe. 1979.** Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats - Appendix II – STRICTLY PROTECTED FAUNA SPECIES. *European Treaty Series* - No. 104, Bern.
- Curry-Lindahl, K. 1972.** The brown bear (*Ursus arctos*) in Europe: decline, present distribution, biology and ecology. *Bears: their biology and management*, 2, 74-80.
<https://doi.org/10.2307/3872571>
- Cusack, J. J., Swanson, A., Coulson, T., Packer, C., Carbone, C., Dickman, A. J., Kosmala, M., Lintott, Ch. & Rowcliffe, J. M. 2015.** Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *The Journal of Wildlife Management*, 79(6), 1014-1021.
- Červený, J., Anděra, M., Koubek, P., Homolka, M. & Toman, A. 2001.** Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beiträge zur Jagd-und Wildforschung*, 26, 111-125.
- Červený, J. (ed.), 2004,** *Encyklopedie myslivosti*. Ottovo nakladatelství, Praha.
- De Jong, C. B., Gill, R. M., Van Wieren, S. E. & Burlton, F. W. 1995.** Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder Forest in relation to plant cover. *Forest Ecology and Management*, 79(1-2), 91-97.
- Deinet, S., McRae, L., Ieronymidou, C., Burfield, I., Foppen, R., Collen, B. & Böhm, M. 2013.** *Wildlife comeback in Europe. The recovery of selected mammal and bird species*. Zoological Society of London, UK.

- Dekker, J. J. & Bekker, H. G. 2010.** Badger (*Meles meles*) road mortality in the Netherlands: the characteristics of victims and the effects of mitigation measures. *Lutra*, 53(2), 81-92.
- Die Seite konnte nicht gefunden werden, 2021.** Berlin, <https://www.jagdverband.de/jagd-und-wildunfallstatistik>.
- Drygala, F., Zoller, H., Stier, N. & Roth, M. 2010.** Dispersal of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* into a newly invaded area in Central Europe. *Wildlife Biology*, 16(2), 150-161.
- Duscher, T., Hodžić, A., Glawischnig, W. & Duscher, G. G. 2017.** The raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the raccoon (*Procyon lotor*)—their role and impact of maintaining and transmitting zoonotic diseases in Austria, Central Europe. *Parasitology Research*, 116(4), 1411-1416.
- European Commission 2002.** *The oral vaccination of foxes against rabies*. Report of the Scientific Committee on Animal Health and Animal Welfare.
- Filip, K. J. & Demiaszkiewicz, A. W. 2016.** Internal parasitic fauna of elk (*Alces alces*) in Poland. *Acta parasitologica*, 61(4), 657-664.
- Ford, A. T., Clevenger, A. P. & Bennett, A. 2009.** Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *The Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1213-1222.
- Foster, R. J. & Harmsen, B. J. 2012.** A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management*, 76(2), 224-236.
- Gardner, B. 1996.** *European agriculture: policies, production, and trade*. Routledge, London.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001.** Variations of diet composition of red deer (*Cervus elaphus L.*) in Europe. *Mammal Review*, 31(3-4), 189-201.
- Google maps, 2021a,** *Mapa oblasti výzkumu*. [1:200]. Mapová data 2021, Česko, <https://www.google.cz/maps/@49.6647322,13.7537367,15z>
- Google maps, 2021b,** *Mapa oblasti 1*. [1:50]. Mapová data 2021, Česko, <https://www.google.cz/maps/@49.6640899,13.7646157,17z>
- Google maps, 2021c,** *Mapa oblasti 2*. [1:100]. Mapová data 2021, Česko, <https://www.google.cz/maps/@49.6607321,13.7306268,16z>
- Google maps, 2021d,** *Mapa oblasti 3*. [1:100]. Mapová data 2021, Česko, <https://www.google.cz/maps/@49.6538752,13.7597295,16z>
- Google maps, 2021e,** *Mapa oblasti 4*. [1:100]. Mapová data 2021, Česko, <https://www.google.cz/maps/@49.6721673,13.7760373,16z>
- Glen, A. S., Cockburn, S., Nichols, M., Ekanayake, J. & Warburton, B. 2013.** Optimising camera traps for monitoring small mammals. *PLoS one*, 8(6), e67940.
- Hartman, L. H., Gaston, A. J. & Eastman, D. S. 1997.** Raccoon predation on ancient murrelets on east Limestone Island, British Columbia. *The Journal of wildlife management*, 377-388.
- Hlaváč, V. 2013.** Migrations of Large Mammals in Cultural Landscapes of Central Europe. *Životné prostredie*, 47, 2, p. 95 – 97.
- Hulva, P. 2017.** O vlkovi, postdivočíně a evoluci, *Vesmír*, 96(2017/4), 212-214

- Hundertmark, K. 2016.** *Alces alces*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T56003281A22157381. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T56003281A22157381.en>. Downloaded on 04 January 2021.
- Hung, N. & Law, C. J. 2016.** *Lutra lutra* (Carnivora: Mustelidae). *Mammalian Species*, 48(940), 109-122.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., ... & Boitani, L. 2014.** Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517-1519.
- Chobot, K. & Němec, M. (eds) 2017.** *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Obratlovci*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Jaeger, J. A., Soukup, T., Schwick, C., Madriňán, L. F. & Kienast, F. 2011.** Landscape fragmentation in Europe, 157-198, In: Feranec, J., Soukup, T., Hazeu, G., Jaffrain, G., *European landscape dynamics—CORINE land cover data*, CRC Press, London.
- Johansson, M., Primmer, C. R., Sahlsten, J. & Merilä, J. 2005.** The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Global Change Biology*, 11(10), 1664-1679.
- Josh Donlan, C., Berger, J., Bock, C. E., Bock, J. H., Burney, D. A., Estes, J. A., Foreman D., Martin, P. S., Roemer, G. W., Smith, F. A., Soulé, M. E. & Greene, H. W. 2006.** Pleistocene rewilding: an optimistic agenda for twenty-first century conservation. *The American Naturalist*, 168(5), 660-681.
- Kauhala, K. 1996.** Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife biology*, 2(3), 197-204.
- Keenleyside, C., Tucker, G. & McConville, A. 2010.** *Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects*. Report prepared for WWF. Institute for European Environmental Policy, London.
- Keuling, O., Baubet, E., Duscher, A., Ebert, C., Fischer, C., Monaco, A., Podgórski, T., Prevot, C., Ronnenberg, C., Sodeikat, G., Stier, N., & Thurfjel, H. 2013.** Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 59(6), 805-814.
- Koelewijn, H. P., Pérez-Haro, M., Jansman, H. A., Boerwinkel, M. C., Bovenschen, J., Lammertsma, D. R., Niewold, F. J. J. & Kuiters, A. T. 2010.** The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics*, 11(2), 601-614.
- Kuiters, A. T. & Slim, P. A. (2002).** Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105(1), 65-74.
- Kutal, M., Belotti, E., V. 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. & Dula, M. 2017.** Výskyt velkých šelem-rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*), medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012-2016 (*Carnivora*). *Lynx, series nova*, 48, 93-107.

- Larivière, S. & Pasitschniak-Arts, M. 1996.** *Vulpes vulpes*. *Mammalian species*, (537), 1-11.
- Lever, C. 1985.** *Naturalized mammals of the world*, Longman, London.
- Lutz, W. 1996.** The introduced raccoon *Procyon lotor* population in Germany. *Wildlife Biology*, 2(3), 228-228.
- MacCracken, J. G., Ballenberghe, V. V. & Peek, J. M. 1993.** Use of aquatic plants by moose: sodium hunger or foraging efficiency? *Canadian Journal of Zoology*, 71(12), 2345-2351.
- McCallum, J. (2013).** Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types. *Mammal Review*, 43(3), 196-206.
- Meek, P. D., Ballard, G. A., Sparkes, J., Robinson, M., Nesbitt, B. & Fleming, P. J. 2019.** Camera trap theft and vandalism: occurrence, cost, prevention and implications for wildlife research and management. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 36, 38 - 41.
- Mech, L. D. 2007.** Possible use of foresight, understanding, and planning by wolves hunting muskoxen. *Arctic*, 60(2) 145-149.
- Mech, L. D. & Boitani, L. 2003.** Wolf social ecology. In: Mech, L. D. & Boitani, L. 2003, *Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago & London
- Miguel, A., Beard, J. S., Bales-Heisterkamp, C. & Bayrakcismith, R. 2017.** Sorting camera trap images. In *2017 IEEE Global Conference on Signal and Information Processing (GlobalSIP)* (pp. 249-253). IEEE.
- Mitchell, B., Staines, B. & Welch, D. (1977).** *Ecology of red deer: a research review relevant to their management in Scotland*. Institute of Terrestrial Ecology, Banchory.
- Mittermeier, R. A. & Wilson, D. E. (2009).** *Handbook of the Mammals of the World: vol. 1: Carnivores*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Moore, N. P., Roy, S. S. & Helyar, A. 2003.** Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the Western Isles, Scotland, United Kingdom. *New Zealand Journal of Zoology*, 30(4), 443-452.
- Muro, C., Escobedo, R., Spector, L. & Coppinger, R. P. 2011.** Wolf-pack (*Canis lupus*) hunting strategies emerge from simple rules in computational simulations. *Behavioural processes*, 88(3), 192-197.
- Mysterud, A. (1999).** Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of zoology*, 247(4), 479-486.
- Myšiak, J., Máñez, K. S. & Ring, I. 2013.** Comparative analysis of the conflicts between carp pond farming and the protection of otters (*Lutra lutra*) in Upper Lusatia and South Bohemia, 141-163. In Klenke, R. A., Ring, I., Kranz, A., Jepsen, N., Rauschmayer, F., Henle, K. (eds) 2013, *Human-Wildlife Conflicts in Europe*, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Navarro L. M. & Pereira H. M. 2015** Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. In: Pereira H., Navarro L. (eds) 2015, *Rewilding European Landscapes*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3_1

- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2003.** Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation*, 109(3), 359-368.
- Noss, A. J., Cuéllar, R. L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R. & ... Rivero, K. 2003.** A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forest. *Plant diversity*, 229, 44-45.
- Ostfeld, R. & Keesing, F. 2000.** Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 232 - 237.
- Poledníková, K., Poledník, L., Čamlík, G., Chudý, A. & Ridzoň, J. 2014.** Invazivní šelmy na česko-slovenském pomezí. *Projekt NEOVISION*.
- Pope, J. P., Miller, D. L., Riley, M. C., Anis, E. & Wilkes, R. P. 2016.** Characterization of a novel canine distemper virus causing disease in wildlife. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 28(5), 506-513.
- Prokesová, J., Barancekova, M. & Homolka, M. 2006.** Density of red and roe deer and their distribution in relation to different habitat characteristics in a floodplain forest. *Folia zoologica*, 55(1), 1-14.
- Reimoser, F. & Reimoser, S. 2016.** Long-term trends of hunting bags and wildlife populations in Central Europe. *Beiträge zur Jagd-und Wildforschung*, 41, 29-43.
- Rewilding Europe 2011.** *Rewilding Europe | Making Europe a Wilder Place*. Citováno: 3. 1. 2021, https://rewildingeuropa.com/?gclid=Cj0KCQjw0oCDBhCPARIsAII3C_FsPuUMFYHBP4Y8HTYCwNQrRTzUjK5HzrNJPEGWZI_nCnp2nzFPJ6EaAv6yEALw_wcB.
- Romportl, D., Bláhová, A., Andreas, M., Chumanová, E., Anděra, M. & Červený, J. 2017.** Current distribution and habitat preferences of red deer and Eurasian elk in the Czech Republic. *European journal of environmental sciences*, 7(1), DOI: <https://doi.org/10.14712/23361964.2017.5>
- Roos, A., Loy, A., de Silva, P., Hajkova, P. & Zemanová, B. 2015.** *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: Downloaded on 24 March 2021: e.T12419A21935287. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en>.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D. & Meek, P. 2013.** "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24(2), 148-156. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- Rowcliffe, J. M. & Carbone, C. 2008.** Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future?. *Animal Conservation*, 11(3), 185-186.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. & Carbone, C. 2008.** Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- Schley, L., & Roper, T. J. 2003.** Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal review*, 33(1), 43-56.

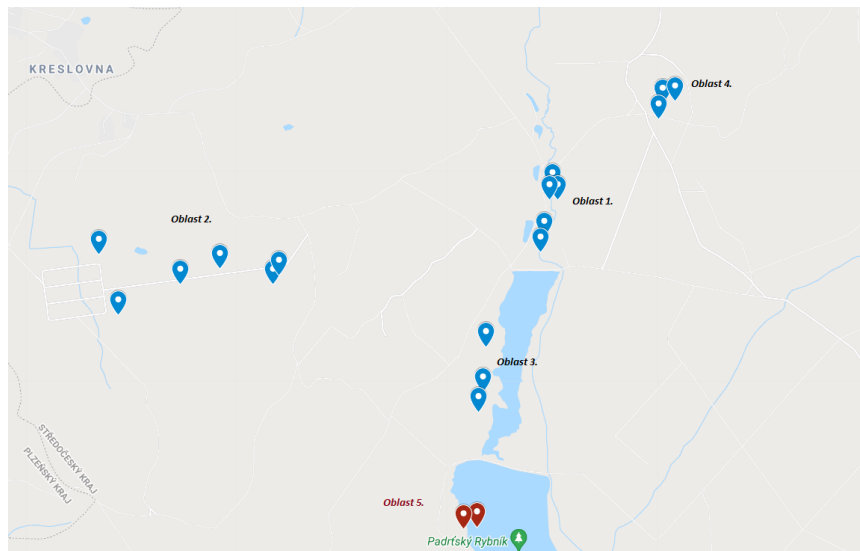
- Schieltz, J. M., Okanga, S., Allan, B. F. & Rubenstein, D. I. 2017.** GPS tracking cattle as a monitoring tool for conservation and management. *African journal of range & forage science*. *African journal of range & forage science*, 34(4), 173-177.
- Schipper, J. 2007.** Camera-trap avoidance by Kinkajous *Potos flavus*: rethinking the “non-invasive” paradigm. *Small Carnivore Conservation*, 36, 38-41.
- Schofield, G., Bishop, C. M., MacLean, G., Brown, P., Baker, M., Katselidis, K. A., Dimopoulos, P., Pnatis, J. D. & Hays, G. C. (2007).** Novel GPS tracking of sea turtles as a tool for conservation management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 347(1-2), 58-68.
- Sidorovich, V., Kruuk, H. & Macdonald, D. W. (1999).** Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology*, 248(4), 521-527.
- Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M. & Macdonald, D. W. 2004.** *Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Silver, S. C., Ostro, L. E., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., Wallace, R. B., Gómez, H. & Ayala, G. (2004).** The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38(2), 148-154.
- Simpson, N. O., Stewart, K. M., Schroeder, C., Cox, M., Huebner, K. & Wasley, T. 2016.** Overpasses and underpasses: Effectiveness of crossing structures for migratory ungulates. *The Journal of Wildlife Management*, 80(8), 1370-1378.
- Smith, R. K., Vaughan Jennings, N. & Harris, S. 2005.** A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal review*, 35(1), 1-24.
- Sokolov, L. V. 2011.** Modern telemetry: new possibilities in ornithology. *Biology Bulletin*, 38(9), 885-904.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. 1999.** Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set *Oecologia*, 121(3), 432-440.
- Strnad, M., Mináriková, T., Hlaváč, V., Anděl, P., Gorčicová, I., Andreas, M., Ramportl, D., & Bláhová, A. 2012.** Migrační koridory velkých savců v ČR. Ochrana přírody. *Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR*, 50-53.
- Sutor, A., Kauhala, K. & Ansorge, H. 2010.** Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*—a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica*, 55(2), 165-176.
- Šálek, M., Drahníková, L. & Tkadlec, E. 2015.** Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mammal Review*, 45(1), 1-14.
- Tixier, H. & Duncan, P. 1996.** Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue D'écologie*, 51, 3-17.
- Van Bohemen, H. D. 1998.** Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecological engineering*, 11(1-4), 199-207.
- Vera, F. W. 2000.** *Grazing ecology and forest history*. CABI publishing, Wallingford.

- Vojtěch, M. 2021.** *Myslivecká evidence za ČR*, Citováno 23. 3. 2021, <http://www.uhul.cz/ke-stazeni/ostatni/myslivecke-statistiky-od-roku-1960>
- Vos, A., Ortmann, S., Kretzschmar, A. S., Köhnemann, B. & Michler, F. 2012.** The raccoon (*Procyon lotor*) as potential rabies reservoir species in Germany: a risk assessment. *Berl Munch Tierarztl Wochenschr*, 125(5-6), 228-235.
- Wegge, P., Pokheral, C. P. & Jnawali, S. R. 2004.** Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation forum*, 7(3), 251-256.
- Wilson, D. E. & Mittermeier, R. A. 2011.** *Handbook of the mammals of the world. Vol. 2. Hoofed Mammals*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Wölfel, M., Bufka, L., Červený, J., Koubek, P., Heurich, M., Habel, H., Huber, T. & Poost, W. 2001.** Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta theriologica*, 46(2), 181-194.
- Zedrosser, A., Dahle, B., Swenson, J. E. & Gerstl, N. 2001.** Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus*, 12, 9-20.
- Zlatanova, D., Ahmed, A., Valasseva, A. & Genov, P. 2014.** Adaptive diet strategy of the wolf (*Canis lupus* L.) in Europe: a review. *Acta zoologica bulgarica*, 66(4), 439-452.
- Žák, J. & Florian, A. 2013.** Green bridges and their migration potential. *International Journal of Civil and Environmental Engineering*, 7(10), 773-778.

Přílohy

Příloha 2. Výsledky sledování oblasti CHKO Brdy

V letech 2019–2020 jsem na území CHKO Brdy prováděla orientační sledování za pomoci fotopastí, rozmístěných do 4 oblastí v okolí Padrťského rybníku. Vzhledem k dlouhodobému uzavření oblasti veřejnosti nemáme i v dnešní době příliš velké množství informací pro tvorbu solidních statistických údajů ze zoologického hlediska. Toto sledování mělo alespoň v malé míře přispět k tvorbě budoucích statistik či dalších výzkumů.



Obr. 41. Mapa sledovaných oblastí v CHKO Brdy, [1:200], (Google maps, 2021a)

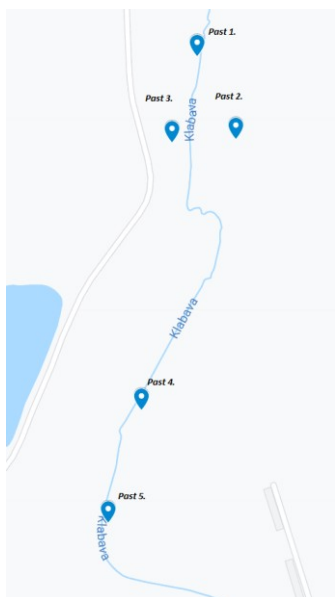
Biotope sledovaných oblastí byly určeny následovně:

- Oblast 1. – Biotop vodního toku a travin
- Oblast 2. – Okraj lužního lesa
- Oblast 3. – Podmáčené louky
- Oblast 4. – Vřesoviště

Původně bylo oblastí 5, kdy poslední oblast zahrnovala lesy v okolí Hořejšího Padrťského rybníku, ale pasti byly krátce po jejich rozmístění odcizeny, či ztraceny a oblast byla z výzkumu vyloučena. S délkou doby výzkumu postupně nabývalo množství odcizených pastí, kdy ke konci výzkumu zbyly pouze 2 pasti z 18, kdy ve valné většině případů došlo k odcizení. Informace z výzkumu jsou tedy zcela orientační, jelikož ztráta dat byla příliš vysoká.

Cílem sledování byli velcí savci a šelmy, a tedy fotografie malých hlodavců či ptactva nejsou ve statistikách zařazeny jako záznam. Druhy *Cervus elaphus* a *Capreolus capreolus* byly sdruženy, jelikož by jejich rozlišování na nočních fotografiích nebylo přesné, či by fotografie skončily v kategorii neurčitých. Stejná situace platí pro čeleď lasicovitých. Fotopasti byly nastaveny na sekvenci 3 fotografií a sekvence 3 fotografií byla tudíž brána jako jeden záznam.

Oblast 1. (Pasti 1. – 5.)



Obr. 42. Rozmístění fotopastí v oblasti 1. [1:50], (Google maps, 2021b)



Obr. 43. *Vulpes vulpes* zachycena na fotopasti 3., Marie Podhůřská, CHKO Brdy

Pasti byly rozmístěny v okolí potoka Klabava v okruhu cca 2 ha. Jedná se o biotop vodního toku a travin, kde u břehu potoka převažovaly rody *Salix*, *Alnus*, *Carex* či například i *Phalaris arundinacea*. Záznamy z pastí, jak je vidět z tabulky ukazují velmi častý výskyt druhů *Cervus elaphus* a *Capreolus capreolus* kdy tento trend setrvává ve všech oblastech i když bereme v potaz, že se jedná o počet záběrů dvou druhů.

Oblast 1.	2019	2020
Jelen evropský, Srnec obecný	1119	165
Prase divoké	428	58
Liška obecná	144	28
Mýval severní	11	0
Jezevec lesní	27	3
Lasicovití	2	3
Vydra říční	1	0
Psík mývalovitý	0	0
Neurčené	41	2

Obr. 44. Data z fotopastí v letech 2019-2020

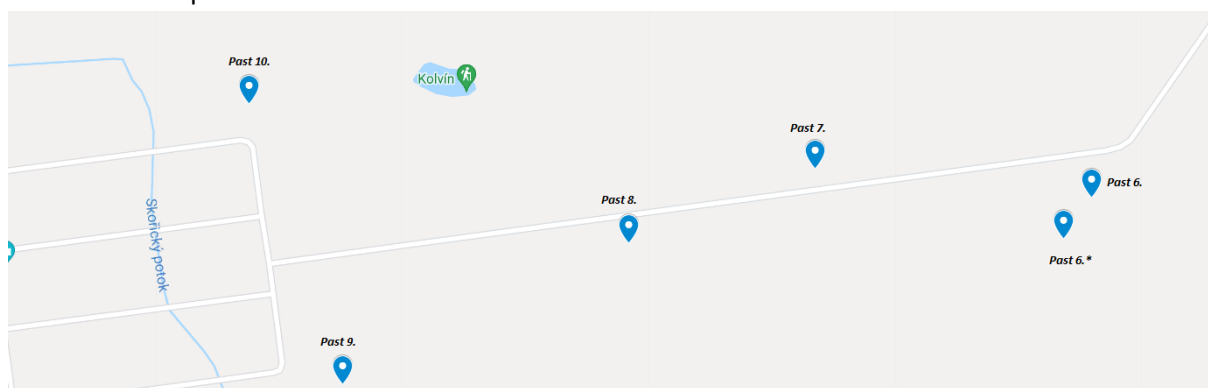
Oblast 1.	2019				2020			
	Jaro	Léto	Podzim	Zima	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	390	660	35	34	112	53	0	0
Prase divoké	237	44	46	101	58	0	0	0
Liška obecná	84	5	14	41	27	1	0	0
Mýval severní	8	3	0	0	0	0	0	0
Jezevec lesní	21	0	0	6	3	0	0	0
Lasicovití	1	1	0	0	3	0	0	0
Vydra říční	1	0	0	0	0	0	0	0
Psík mývalovitý	0	0	0	0	0	0	0	0
Neurčené	33	3	2	3	2	0	0	0

Obr. 45. Tabulka výsledných dat z oblasti 4.

V oblasti se nacházelo celkem 5 pastí, přičemž 4 pasti byly ukradeny do konce roku 2019 a 5. past následovala na počátku roku 2020. Není tedy možné tyto roky plnohodnotně porovnat. Je ovšem možné si udělat představu o výskytu jednotlivých druhů v průběhu ročních období, které jsou vidět na Obr. 42. V dalších oblastech budou tabulky výhradně rozděleny na roční období.

Oblast 2. (Past 6. – 10.)

Oblast se nachází na pokraji lužního lesa v okolí nejmenovaného malého vodního toku a Skořického potoka, kde bylo původně rozmístěno 5 pastí v okruhu cca 20 ha, kdy později přibyla jedna past náhradní kvůli odcizení původní pasti. Obdobně jako u oblasti 1. zde došlo k odcizení veškerých pastí do konce roku 2019. Z vegetace tu může být viděna *Poa pratensis*, *Rumex acetosa*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa* či *Picea abies* s dominancí opadavých listnatých stromů a travin v blízkém okolí pastí.



Obr. 46. Rozmístění fotopastí v oblasti 2., [1:100], (Google maps, 2021c)

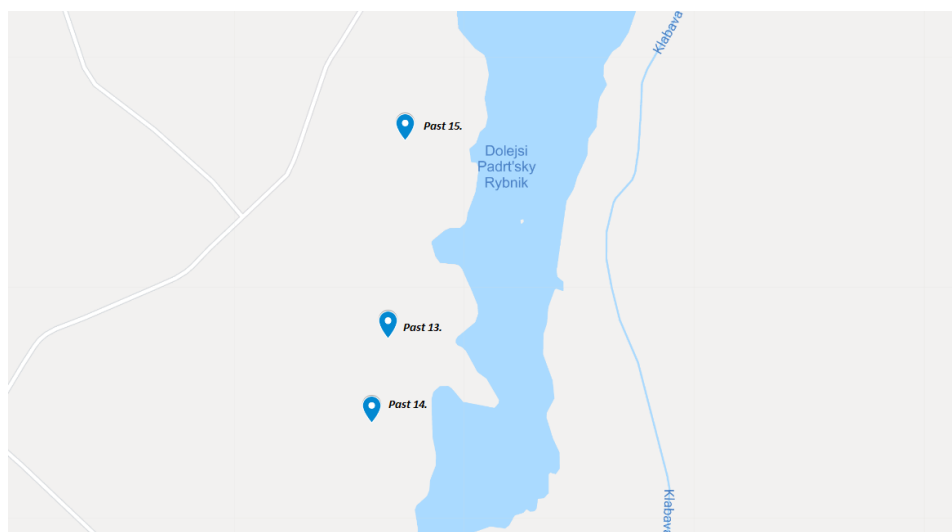
Oblast 2.	2019				2020			
	Jaro	Léto	Podzim	Zima	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	296	565	242	0	0	0	0	0
Prase divoké	379	404	246	0	0	0	0	0
Liška obecná	48	40	24	0	0	0	0	0
Mýval severní	4	2	2	0	0	0	0	0
Jezevec lesní	40	4	2	0	0	0	0	0
Lasicovití	11	9	7	0	0	0	0	0
Vydra říční	0	0	0	0	0	0	0	0
Psík mývalovitý	3	0	1	0	0	0	0	0
Neurčené	16	7	6	0	0	0	0	0

Obr. 47. Tabulka výsledných dat z oblasti 2. – roční období

Oblast 3. (Pasti 13. – 15.)

V této oblasti byly rozmístěny pouze 3 pasti v okruhu cca 5 ha v okolí Dolejšího Padrťského rybníka. Okolní vegetace byla složena převážně z travin jako je *Molinia arundinacea*, *Festuca spp.* A samostatné stromy či remízky například *Betula pendula* či *Picea abies*. Obecně docházelo k nižšímu počtu záznamů zvěře než v předchozích oblastech i při zohlednění, že jezde nižší počet pastí. Důvodem

může být vyšší turismus v okolí, se kterým jsem se osobně setkal. Poblíž rozmístěných pastí se nachází neznačená stezka, a zvěř se tedy těmto místům spíše vyhýbala.



Obr. 48. Rozmístění fotopastí v oblasti 3., [1:100], (Google maps, 2021d)

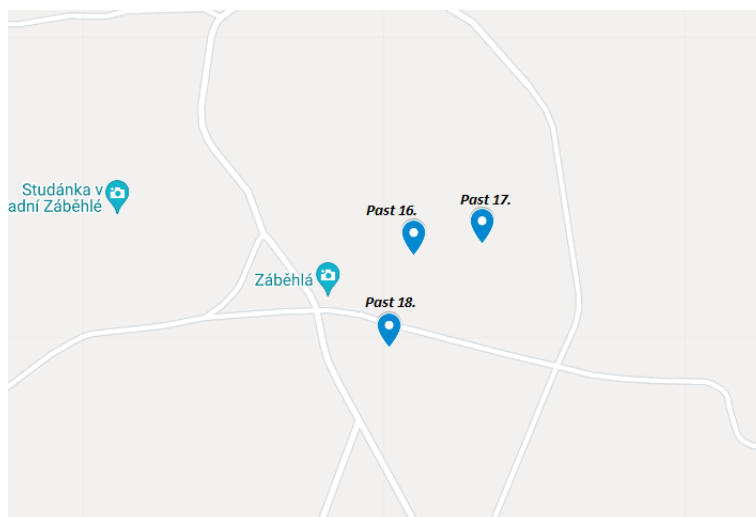
Oblast 3.	2019				2020			
	Jaro	Léto	Podzim	Zima	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	24	0	0	3	0	0	0	0
Prase divoké	18	0	2	2	0	0	0	0
Liška obecná	9	0	1	26	0	0	0	0
Mýval severní	3	0	0	2	0	0	0	0
Jezevec lesní	8	0	0	0	0	0	0	0
Lasicovití	0	0	0	0	0	0	0	0
Vydra říční	0	0	0	0	0	0	0	0
Psík mývalovitý	0	0	0	0	0	0	0	0
Neurčené	2	0	0	3	0	0	0	0

Obr. 49. Tabulka výsledných dat z oblasti 3. – roční období

Oblast 4. (Pasti 16. – 18.)

Oblast se nacházela v okolí bývalé obce Záběhlá na blízkém vřesovišti a stepi v relativně vyšší nadmořské výšce než oblasti ostatní. V okolí byly rozmístěny 3 pasti v okruhu přibližně 2 ha a pasti byly i v tomto případě velmi rychle odcizeny, kromě pasti 16., která, zůstala až do roku 2020, kde ovšem při podzimním sběru došlo k poruše pasti a následně SD karty. Data jsou tedy opět nekompletní a k porovnání poslouží pouze tabulka s ročním obdobím.

Z hlediska vegetace bylo v oblasti možné pozorovat *Calluna vulgaris*, *Poa nemoralis* L., *Avenella flexuosa*, *Rubus*, *Betula pendula*, *Pinus silvestris*. Jelikož se jedná přechodný biotop, kde se hustý jehličnatý les mění v louku a vřesoviště, nachází se zde druhy z různých biotopů okolí.



Obr. 50. Rozmístění fotopastí v oblasti 4., [1:100], (Google maps, 2021e)

Oblast 4.	2019				2020			
	Jaro	Léto	Podzim	Zima	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	35	1	10	6	17	25	0	0
Prase divoké	9	0	1	0	0	0	0	0
Liška obecná	4	0	1	0	4	0	0	0
Mýval severní	1	0	0	0	0	0	0	0
Jezevec lesní	0	0	0	0	0	0	0	0
Lasicovití	0	0	0	0	0	0	0	0
Vydra říční	0	0	0	0	0	0	0	0
Psík mývalovitý	0	0	0	0	0	0	0	0
Neurčené	0	0	0	0	1	0	0	0

Obr. 51. Tabulka výsledných dat z oblasti 4. – roční období

Shrnutí výsledků

Při porovnání výsledků z jednotlivých oblastí je zřetelné, že dominantními druhy jsou zejména *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus* a *Sus scrofa*. Ovšem jelikož se druhy pohybují ve větších počtech, je tak snazší zachytit na fotopasti buďto jednotlivce, či například celé stádo. Je také nutno brát v potaz, že na rozdíl od velmi mobilních druhů jako jsou sledované šelmy, bylo často zachyceno pasoucí se stádo a tím nabyl počet záznamů, přestože se jednalo o stejné jedince v relativně krátkém časovém intervalu a záběry těchto druhů budou tedy logicky převyšovat hodnoty šelem. Na fotopastech se také podařilo zachytit druhy jako je *Lutra lutra* a *Nyctereutes procynoides*, i když jen v malé míře, což je ale pravděpodobně způsobeno i umístěním pastí. Je tedy viditelné, že se v oblasti nachází přiměřená variabilita druhů šelem s očekávanou dominantou *Vulpes vulpes*. Přestože nedošlo k zachycení jiných druhů, je ale potvrzeno, že se v Brdské může objevovat i větší šelma *Lynx lynx*, která by mohla vzbudit zájem pro budoucí mapování oblasti. Pro budoucí využití fotopastí v této oblasti by ovšem bylo nutné zajistit, aby nedošlo k tak extenzivní krádeži pastí, jako v mém výzkumu, a to zejména z důvodu rozšiřování turismu do CHKO Brdy.

Nižší hodnoty záznamů v roce 2020 jsou jednoznačně způsobeny úbytkem pastí a není tedy relevantní porovnávat roční období mezi jednotlivými roky. Záznamů méně častých druhů jako je například *Lutra lutra* bylo zároveň více v roce 2018, kdy výzkum původně začal. Z toho roku jsou k dispozici pouze záznamy z podzimu a zimy, ale mohou posloužit k lepšímu porovnání (Obr. 49.).

Celek	2019				2020			
	Jaro	Léto	Podzim	Zima	Jaro	Léto	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	745	1226	287	43	129	78	0	0
Prase divoké	643	448	295	103	58	0	0	0
Liška obecná	145	45	40	67	31	1	0	0
Mýval severní	16	5	2	2	0	0	0	0
Jezevec lesní	69	4	2	6	3	0	0	0
Lasicovití	12	10	7	0	3	0	0	0
Vydra říční	1	0	0	0	0	0	0	0
Psík mývalovitý	3	0	1	0	0	0	0	0
Neurčené	51	10	8	6	3	0	0	0

Obr. 52. Tabulka výsledných dat celého výzkumu.

Období	2018		2019	
	Podzim	Zima	Podzim	Zima
Jelen evropský, Srnec obecný	448	129	287	43
Prase divoké	971	197	295	103
Liška obecná	153	207	40	67
Mýval severní	27	4	2	2
Jezevec lesní	14	6	2	6
Lasicovití	15	1	7	0
Vydra říční	9	5	0	0
Psík mývalovitý	0	0	1	0
Neurčené	42	20	8	6

Obr. 53. Tabulka dat z let 2018 a 2019 – podzim, zima