

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PEDAGOGICKÁ FAKULTA
Katedra biologie

Bakalářská práce

Kateřina Vraspirová

Rozdíly mezi skupinami masožravců a býložravců v rámci obratlovců
a jejich druhová skladba v ČR s důrazem na savce

Olomouc 2022

Vedoucí práce: Mgr. Jakub Vrána

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a použila jen uvedenou literaturu a zdroje.

V Olomouci dne

.....

Kateřina Vraspirová

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu bakalářské práce Mgr. Jakobovi Vránovi za cenné rady, pomoc a především čas, který mi věnoval pro úspěšné dokončení mé bakalářské práce. Děkuji i mé rodině a nejbližším přátelům, že tady pro mě vždy byli a podporovali mě.

Abstrakt

Podle většiny evolučních teorií se předpokládá, že masožravost je starší a býložravci se nezávisle vyvinuli z masožravých předků. To naznačuje adaptabilnost rostlinné stravy. Mezi masožravci a býložravci jsou značné rozdíly, které souvisí s jejich vnější i vnitřní stavbou těla. Během fylogeneze byla délka, uspořádání a stavba střeva ovlivněna druhem přijímané potravy. Důsledkem přizpůsobení trávicí soustavy došlo k druhovým rozdílům mezi skupinami masožravců a býložravců (Zabloudil & Vala, 2009). Na příjem konkrétní potravy je přizpůsobena také lebka a chrup (Brocklehurst et al., 2020). Masožraví savci plní funkci vrcholových predátorů a stojí na vrcholu potravního řetězce (Anděra & Gaisler, 2019). Býložravost je značná a lehce popsatelná u kopytníků jako jsou krávy, koně nebo ovce.

Tato bakalářská práce se zaměřuje pouze na savce, u kterých je masožravost a býložravost velmi dobře poznat podle konkrétních znaků. První část je teoretická, kde jsou popsány počátky a postupný rozvoj masožravců i býložravců. Také anatomické rozdíly v úpravě chrupu a trávicí soustavy včetně fyziologických funkcí u jednotlivých řádů. Poslední dvě podkapitoly jsou zaměřeny na ekologický vliv a etologické rozdíly, které jsou pro konkrétní druhy charakteristické.

Následuje interakce mezi masožravci a býložravci, která je výsledkem dlouhodobého souběžného vývoje mezi dvěma druhy nebo populacemi, tzv. koevoluce (Klimeš et al., 2013). Účinky vzájemného působení jsou negativní a pozitivní. Je zde popsán základní vztah predátor-kořist a konzument-zdroj.

Praktická část je zaměřena na srovnání druhové skladby masožravých a býložravých savců v České republice. U každého druhu je stručný popis, areál rozšíření na území České republiky od jeho prvního objevu po současnost, stanovištní nároky a způsob života.

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle.....	2
TEORETICKÁ ČÁST	3
3. Charakteristika savců	3
3.1. Evoluce.....	3
3.2. Anatomie a fyziologie	5
3.3. Ekologie	10
3.4. Etologie	12
4. Interakce mezi masožravci a býložravci	15
PRAKTICKÁ ČÁST	18
5. Úvod ke srovnání býložravých a masožravých savců ČR.....	18
6. Metodika	19
7. Výsledky	20
7.1. Druhová skladba masožravců v ČR	20
7.2. Druhová skladba býložravců v ČR.....	27
8. Diskuze	45
8.1. Masožravci v ČR.....	45
8.2. Býložravci v ČR.....	47
8.3. Vztahy mezi masožravci a býložravci v ČR	48
8.4. Ochrannářské priority.....	49
9. Závěr	52
10. Literatura.....	53

1. Úvod

Podle velké části evolučních teorií se předpokládá, že původní je pro obratlovce po vzniku čelistí potrava živočišná (Brocklehurst et al., 2020). Přestože se většinou jedná o vrcholné tvory v potravních sítích, tak se v nejbohatších lokalitách může vyskytovat až 65 masožravých obratlovců (Vertebrata). Nejčastější jsou přitom predátoři patřící do třídy savců (Mammalia).

Masožravci se přitom dají definovat jako denní i noční jedinci, kteří zabíjejí a jedí jiné živé jedince (Corlett, 2011). Trávicí soustava je proto přizpůsobena na příjem koncentrované potravy, a tak mají (ve srovnání v býložravci) malý jednokomorový žaludek a krátká střeva (Zabloudil & Vala, 2009). Masožravému způsobu obživy odpovídá i stavba a složení chrupu (Anděra & Gaisler, 2019), což bude ale více řešeno v následujících kapitolách.

Býložravci se nezávisle vyvinuli z masožravých předků. To naznačuje, že rostlinná strava je za určitých okolností adaptivní (Brocklehurst et al., 2020). Býložravci jsou svou definicí suchozemští, ale i vodní živočichové, kteří se adaptovali na požívání rostlin, tudíž přijímají pouze bílkoviny rostlinné (Čermák et al., 2004). Býložravců je mnohem více skupin než masožravců. Výhodou býložravosti je obrovská nabídka zelené hmoty, která je snadno dosažitelná. Hlavní nevýhodou je, že musí pozřít velké množství potravy, protože rostliny mají nízký obsah nejvýznamnějších živin (Veselovský, 2008). Získané množství energie z potravy je u býložravců nižší, než u masožravců (Čermák, 2004). Dalším problémem je, že zpracování rostlinné potravy si žádá velké množství času (Veselovský, 2008). Z toho důvodu mají delší střeva a žaludek rozdělen na více částí (Zabloudil & Vala, 2009). Vše bude opět více rozebráno v následujících kapitolách.

Stále přitom musíme mít na paměti, že vzhledem k výše popsaným věcem jde o skupiny, které se i v rámci jednotlivých tříd pravidelně střetávají a vzájemně ovlivňují. Společné studium obou skupin je proto důležité pro pochopení komplikovaných vztahů v přírodě a nalezení účinných způsobů ochrany ohrožených druhů u obou skupin. To se týká, jak celého světa, tak samotné České republiky, jejíž příroda aktuálně čelí několika významným problémům (např. úbytek biotopů, fragmentace krajiny, znečištění). Právě kvůli praktickému zaměření na ČR budou i v teoretické části vynechány vejcorodí (Protheria) a vačnatci (Marsupialia). Z placentálů (Placentalia) pak často nebudou řešit skupiny, jež se u nás nevyskytují. Vzhledem k tomu, že se i přes to stále jedná o rozsáhlé téma mimo rámce běžné bakalářské práce, jsou u jednotlivých kapitol rozebírány pouze základní rozdíly, jež jsou velmi důležité pro fungování obou skupin.

2. Cíle

Cílem mé práce je popsání a srovnání evolučních, anatomických, fyziologických, ekologických a etologických rozdílů mezi masožravými a býložravými recentními obratlovci z třídy savců. Zároveň řeším i složité vztahy, které mezi sebou tyto dvě skupiny organismů mají. V praktické části navíc zpracovávám výskyt zástupců již zmíněných konzumentů v rámci České republiky. Konkrétně porovnávám jejich početnost a zdůvodňuji zjištěné trendy.

TEORETICKÁ ČÁST

3. Charakteristika savců

Pro masožravé savce používáme pojem šelmy. Jedná se o řád, ve kterém je mnoho čeledí, například lasicovití (Mustelidae), kočkovití (Felidae), psovití (Canidae) nebo medvědovití (Ursidae; Kolibáč, 2019). Šelmy se přizpůsobily životu v nejrůznějších podmínkách od polárních krajů po pouště až přes vodní prostředí. V přírodě plní funkci vrcholových predátorů a stojí na vrcholu potravního řetězce. Představují velice rozmanitou skupinu s velikostí od drobné lasičky o hmotnosti pár desítek gramů až po pětitunového mrože. Převážná většina z nich je poměrně výrazně přizpůsobena lovu živé kořisti (Anděra & Gaisler, 2019; Kolibáč, 2019).

Rostlinnou stravou se pak živí sudokopytníci (Cetartiodactyla), lichokopytníci (Perissodactyla) nebo zajíci (Lagomorpha). Převážně rostlinnou potravou se živí také hlodavci (Rodentia), i když i mezi nimi najdeme i masožravé a všežravé zástupce (Kolibáč, 2019). Specializovaná strava hlodavců se vyvinula v několika liniích a každá je opět spojena s podstatnými adaptacemi trávicího traktu, lebky a chrupu (Langer, 2002; Samuels, 2009). Lichokopytníci jsou řád obsahující čeledi koňovití (Equidae), tapírovití (Tapiridae) nebo nosorožcovití (Rhinocerotidae) (Hájková, 2019). Řád sudokopytníků pak obsahuje čeledi jelenovití (Cervidae), turovití (Bovidae) nebo hrochovití (Hippopotamidae) (Čermák & Mrkva, 2003). Naprostá většina sudokopytníků jsou výluční býložravci lišící se způsobem zpracování potravy. Dělí se na nepřezvýkavé a přežvýkavé. Dále mezi býložravce patří i zajícovití (Leporidae) (Anděra & Gaisler, 2019).

3.1. Evoluce

Savci jsou považováni za samostatnou vývojovou větev blanatých (Amniota) obratlovců. Jejich počátky sahají až do prvohor, konkrétně do pozdního karbonu před více než 300 miliony lety (Gradstein et al., 2012). Všichni příslušníci této větve se nazývají Synapsida podle tvaru jejich lebky, která se vyznačuje přítomností párových spodních spánkových jamek a spodních jařmových oblouků. Jedná se o boční prohloubeniny lebky, jejichž spodní okraje se zúžily do podoby oblouků a umožnily diferenciaci svaloviny ovládající pohyb čelistí a tím rozvoj žvýkacího aparátu (Grossnickle et al., 2022). Během vývoje této skupiny se vyvíjel i chrup až

po vznik špičáků, diferenciaci zubů za špičákem, vznik dvou generací chrupu a rozvinutí tvrdého patra. To vedlo k selekčnímu zvýhodnění jejich nositelů, zejména ve vztahu k získávání potravy (Anděra & Gaisler, 2019).

O býložravých jedincích jsou nejstarší záznamy i důkazy až u čtyřnožců z pozdního karbonu před 298 miliony lety. První zástupci byli velkých rozměrů. Velké druhy vymíraly, zatímco malých druhů stále přibývalo. V raném triasu, 252 milionů let zpět, byla střední velikost býložravce nižší než v prvohorách před 541-252 miliony lety (Brocklehurst et al., 2020). K evoluci kopytníků (Ungulata) pak došlo zejména během středního eocénu přibližně 45 milion let zpět (Head et al., 2013).

V pleistocénu, během posledního glaciálního maxima před 110 až 90 tisíci lety, panovalo suché a chladné klima, které nabízelo ideální podmínky pro rozmach velkých býložravců. Ve vegetaci dominovaly traviny a byliny s příměsí keřovitých nebo plazivých dřevin, zejména vrb (Salicaceae), což bylo pravděpodobně způsobeno i vlivem menšího množství srážek a sněhu. Vegetace tak byla pravděpodobně k dispozici celý rok a v kvalitní formě. Koncem pleistocénu a začátkem holocénu přibližně v období 10 tisíc let př. n. l., však zanikl nutričně optimální biom mamutí stepi. Mnoho druhů vymřelo a například zubr evropský (*Bison bonasus*) byl z lesostepí vytlačen do lesů (Hájková, 2019).

Přejdeme-li k vývoji jednotlivých řádů, tak je vhodné začít zajíci a hlodavci. Výsledky morfologických, molekulárně-genetických i paleontologických výzkumů totiž potvrdily jejich vývojovou spojitost. První fosilní nálezy savců se znaky zajíců přitom pocházejí z paleocénu v Číně, což je datováno přibližně před 66 miliony lety (Ge et al., 2013). Dobře diferencované zástupce známe z pozdního eocénu přibližně 37 milionů let zpět. Je zajímavé, že koncem třetihor dosahovala tato skupina mnohem větší diverzity než v současnosti. Jedním z možných vysvětlení pro tento ústup je kompetice se sudokopytníky, kteří dokonaleji zvládli adaptace k býložravému způsobu života (např. zpracování potravy, velká pohyblivost).

Původ hlodavců je stále nejasný. Počátek vývoje podle fosilních nálezů spadá do období paleocénu (před 65-55 miliony let), jenže molekulární úroveň zrodu hlodavců odpovídá spíše už konci druhohor v křídě (před 100-94 miliony let; Anděra & Gaisler, 2019). Mezi hlodavci, kteří jsou na počet druhů v současnosti neúspěšnější skupinou savců, nejsou pouze býložravci, ale také masožravci a všežravci. Evoluce masožravých hlodavců a jejich následná diverzifikace do specializovanějších masožravců se přitom zřejmě vyvinula opakovaně u několika různých skupin, které kolonizovaly nové prostředí. To naznačuje i větší druhová rozmanitost

masožravých hlodavců v horském prostředí, kde jsou obecně menší zdroje rostlinné potravy (Price et al., 2012; Rowe et al., 2016).

První zástupci sudokopytníků jsou známi ze spodního eocénu před zhruba 54 miliony lety z Evropy a Severní Ameriky. Avšak za hlavní vývojové centrum je spíše považována střední Asie nebo Afrika (Sileem & Abu El-Kheir, 2022). V současné době sudokopytníci obývají s výjimkou Antarktidy všechny kontinenty. V rámci rozsáhlých molekulárních a paleontologických studií k nim byli přiřazeni kytovci (Cetacea), kteří tak doplnili tři tradiční podřády – nepřežvýkaví (Suina), mozožnatci (Tylopoda) a přežvýkavci (Ruminantia) (Anděra & Gaisler, 2019).

Období paleogenu (před 66 miliony lety) zahrnuje už i specializované masožravce (Darroch et al., 2014). Za nejstarší masožravce jsou považováni již vyhynulé rody *Ravenictisa* a *Pristinictis*, které pocházely z nejstaršího období paleogenu, kterým byl paleocén (před 66-59 miliony lety; Fox & Youzwysyn, 1994). Diverzifikace do hlavních dvou skupin, tedy do psotvárních (Caniformia) a kočkotvárních (Feliformia), nastala v eocénu před 56-41 miliony lety (Tomoya, 2011).

3.2. Anatomie a fyziologie

Lebka savců je do značné míry tvarově přizpůsobena typu konzumované potravy (Abigail & Van Valkenburgh, 2014). Čelisti jsou vybavené zuby, které mají zásadní význam především k získávání a uchopování potravy. Velké rozdíly, které souvisí s potravou, jsou přitom pozorovány právě v úpravě chrupu (tvar, typ, počet). Savčí chrup se celkově označuje jako difyodontní (dvě sady zubů) a heterodontní (více typů zubů). Heterodontní chrup je rozlišený na řezáky, špičáky, třenové zuby a stoličky (Anděra & Gaisler, 2019).

Lebka šelem má zvětšené jařmové oblouky (Kolibáč, 2019). U čeledi kočkovitých, hyenovitých a psovitých existují rozdíly ve tvaru lebky, které napovídají o její funkci. Odpovídají například velikosti kořisti a chování při krmení (pevné zakousnutí a stisk tlamy či trhání a drcení). Obecně mají šelmy lebky krátké a široké, nebo dlouhé s úzkým čenichem. Vyskytují se též relativně ploché profily i vysoce klenuté lebky (Abigail & van Valkenburgh, 2014). Chrup masožravců je obvykle úplný a velmi ostrý s výraznými špičáky. U psovitých šelem jsou nejvíce ostré stoličky a zuby třenové, které jsou uzpůsobené k trhání a drcení potravy (Vaughan et al., 2000). I zde je ale značná variabilita, vlci například mají mohutné žvýkáci

svaly a silné zuby dále od sebe, což jim umožňuje chytit a zabít větší kořist. Za to psí zuby jsou zmenšené a natěsnány k sobě, takže se více soustředí na menší typy potravy (Loučka & Havrlant, 2020). Kočkovité šelmy mají více ostré i řezáky. To dokazuje vyšší stupeň masožravosti, než je u psovitých. Většina druhů z čeledi lasicovitých pak má chrup s velkými špičáky i prvními zuby třenovými (Vaughan et al., 2000).

Hlodavci jsou poměrně jednotní ve své vnitřní stavbě, a to zvláště v utváření lebky a stavbě chrupu (Kawashima et al., 2019). Liší se pouze celkový počet zubů, který není u hlodavců jednotný (Anděra & Gaisler, 2019). V každé čelisti mají dva nápadné mohutné řezáky, zatímco špičáky chybí a místo nich je mezera neboli diastema (Witter et al., 2005). Třenové zuby a stoličky jsou určeny k rozměňování potravy. Křečci a myšovití mají stoličky hrbolkaté. První pár řezáků mají v každé čelisti přeměněný na neustále dorůstající obloukovité hlodavé zuby, tzv. hlodáky. Hlodavci mají volnější spojení čelisti, a proto se spodní řezáky mohou přibližovat a oddalovat. Zadní část hlodáků se obrušuje rychleji, čímž vzniká ostrá dlátovitá hrana, díky které mohou hlodavci narušit i nejtvrdší rostlinný materiál (například skořápky ořechů, dřevo apod.). Dalším důležitým znakem je u hlodacích zubů nepřetržitý růst, díky němuž jsou stále udržovány (Anděra & Gaisler, 2019). Řada býložravých druhů pak má u zubů oranžově kalené přední povrchy, což je způsobeno vysokou koncentrací železa ve sklovině. Tento znak je považován za jednu z klíčových inovací, které vedly k mimořádnému ekologickému úspěchu hlodavců (Rowe et al., 2016). Ztráta oranžového pigmentu u skloviny masožravých druhů (například křeček prériový *Onychomys torridus*) je výjimečným příkladem opakované konvergence ekologicky významného znaku. Zjednodušování okluzních ploch a snížení počtu stoliček je pak klíčovým znakem vedoucí u hlodavců až k masožravosti, která je ale jinak celkově výjimečná (Price et al., 2012). Ke zvláštnostem některých skupin hlodavců pak patří lícni torby (například u křečků a veverek), které fungují jako dočasné úložiště potravy (Kawashima et al., 2019).

Zajíci se podobají hlodavcům díky podobnému způsobu obživy a stavby chrupu. Mají také snížený počet zubů, diastemu a přeměněné řezáky v hlodáky. Zajíci mají na rozdíl od hlodavců v horní čelisti za řezáky další pár ve tvaru kolíků (Palacios et al., 2008). V mléčném chrupu se rudimentálně dokonce objevuje i třetí pár. První pár je velký a sklovina ho kryje po celém povrchu (u hlodavců pouze zepředu), podstatně menší druhý pár vyrůstá za ním. Také stavba stoliček, které jsou bez kořenů, je u zajíců jiná než u hlodavců. Mají vysoké korunky se silnou vrstvou skloviny a ve spodní čelisti více záhybů než v horní. Pro kvalitnější

zpracování potravy je důležitým pokrokem kulovitý tvar čelistního kloubu, který umožňuje žvýkavé pohyby nejen zepředu dozadu (jako u hlodavců) ale i do stran a také shora dolů (Anděra & Gaisler, 2019).

U sudokopytníků vývojová tendence směřuje k postupné redukci počtu zubů. Úbytek je především u špičáků a horních řezáků. Jelenovití mají chrup neúplný od 32 do 34 zubů. Chybí horní řezáky i špičáky, ale dolní špičáky se vyskytují a tvarově i funkčně se podobají řezákům. Mění se i tvar stoliček. U přežvýkavců stoličky zajišťují důkladné rozmělnění zelené potravy. Mají vysoké korunky s lištami tvrdé skloviny ve tvaru obdélníků či půlměsíců na třecích plochách (Anděra & Gaisler, 2019).

Chrup i způsob přijímání potravy je u kopytníků rovněž odlišný. Ovce jsou pastevní zvířata, která přijímají potravu tak, že ji „ukousnou“ předními zuby (čtyřmi řezáky, které mají jen v dolní čelisti) a stiskem na zrohovatělou skusnou plochu, kterou mají v čelisti horní. Kůň spásá porost s využitím pysků. Skot či koza konzumuje trávu tak, že obejme sousto jazykem a trhne. Ovce jsou tzv. „mělci spásáč“ zaměřující se na spodní část porostu. Za to koza se zaměřuje na střední část porostu a dává přednost klasům metajících trav, listům i větvím keřů a stromů (Loučka & Havrlant, 2020). Mnozí sudokopytníci potravu nekusují, ale loupou s použitím dolních řezáků či šklubou za pomoci silného a na povrchu drsného jazyka (Anděra & Gaisler, 2019). Získávání potravy použitím drsného jazyka k utrnutí vegetace o silné spodní řezáky se týká přežvýkavých kopytníků (Hájková, 2019). U přežvýkavého sudokopytníka horní řezáky vždy chybí, dolní špičáky mají tvar řezáků, na čelních kostech lebky jsou výrůstky a zavřené očnice. Lebka nepřežvýkavého sudokopytníka je úzká, z boku klínovitého tvaru, avšak očnice jsou otevřené. Chrup je úplný, špičáky jsou silně vytočené ven a neustále dorůstající (Kolibáč, 2019).

V rámci dalších částí trávicí soustavy, je třeba zmínit, že v ústní dutině probíhá mechanické rozmělnění a důkladné proslinění potravy (Mohelský, 2022). Savci svými zuby „rozkrájí“ nebo rozmělní potravu na malé kousky, aby usnadnili požití a chemické trávení. Zuby a čelisti přitom fungují jako řezné nástroje (Sanson, 2016). V ústech začíná enzymatické (mechanické a chemické) trávení pomocí slin. Sliny zvlhčí tráveninu a umožní její průchod. Obsahují totiž řadu chemických látek pro přímou i nepřímou podporu trávení. U jednotlivých druhů masožravců i býložravců jsou odlišné například obsahem enzymů či pH. Pro přežvýkavce

je například typické a životně důležité zásadité pH mezi 8 až 8,4 a vysoký obsah sodíku podílející se na udržování optimálního pH předžaludků (Mohelský, 2022).

Masožravci mají relativně jednoduchý trávicí systém (Furness et al., 2015). Mají malý jednodukomorový žaludek (Zabloudil & Vala, 2009) a významně vyšší žaludeční kyselost ve srovnání s druhy, které se živí býložravě (Monterroso et al., 2019). Mají i sníženou schopnost trávit sacharidy (Karasov & Douglas, 2013; Furness et al., 2015). Trávení probíhá především v přední a střední části střeva. Jejich trávicí proces je zahájen žvýkáním v přítomnosti slinných enzymů, především amyláz. Žaludek rozžvýkané části potravy začne rozkládat díky kyselé hydrolýze a enzymům. Žaludeční kyselost a proteázy zabíjejí většinu bakterií. V tenkém střevě probíhá trávení využitím enzymů uvolňovaných z exokrinní slinivky břišní a enzymů ve střevní stěně. Masožravci mají relativně krátká zadní střeva, která jsou často spojitá s tenkým střevem (Alrubaye & Kohl, 2021; Furness et al., 2015). Celkově potřebují kyselější žaludky, aby mohli rozkládat bílkoviny ve své stravě založené na mase. Například sekrece pepsinogenu a jeho aktivace v žaludku závisí na kyselém prostředí s pH 2-4. Působením kyselého prostředí se totiž pepsinogen přeměňuje na pepsin, což je hlavní látka žaludečních šťáv. Především mrchožrouti (např. šakal čabrakový *Canis mesomelas*) spoléhají na vysokou kyselost svého žaludku, aby zabránili ve svých střevech rozvoji potravinových patogenů (Monterroso et al., 2019).

Masožravci mají na rozdíl od býložravců ve své potravě větší příjem i využití přijatých tuků a bílkovin (Hecker et al., 2019). To souvisí i s větší kyselostí žaludečních šťáv, které pronikají až do ústní dutiny formou slin, které během žvýkání kořisti zvyšují účinky trávení (Fernandez-Jalvo et al., 2016). Kočka divoká (*Felis silvestris silvestris*) má například poživací i trávicí vlastnosti, které jsou pro její kořist vysoce destruktivní. Její zuby při žvýkání způsobují extrémní zlomení a trávení probíhá po celém trávicím traktu s nízkým pH žaludečních šťáv způsobujících extrémní korozi kostí (Marin-Monfort et al., 2019).

Masožravci získávají dostatek vitamínů B prostřednictvím živočišné hmoty. Důležitými kofaktory pro enzymy jsou pak kobalamin a thiamin, které se podílejí na základních metabolických procesech, a jejich nedostatek může významně ovlivnit růst, reprodukci či imunitu (LeBlanc et al., 2013).

V rámci býložravců mají největší žaludek přežvýkavci. Ten je u nich vícekomorový a skládá se ze dvou částí předžaludku a žaludku vlastního (tzv. slezu). Předžaludek se pak dělí na tři části – bachor, čepce a knihu. Bachor vyplňuje celou levou polovinu dutiny břišní a dochází v něm k mikrobiálnímu trávení potravy. Čepce je nejmenší částí předžaludku a zajišťuje mísení potravy a posouvání tekutin do knihy. Sliznice je pak knihy tvořena listy a dochází v ní k mechanickému rozměňování větších částí natrávené potravy na části menší. Vlastní žaludek, má tvar protáhlého hruškovitého vaku a dvanáctníkem na něj navazuje tenké střevo (Zabloudil & Vala, 2009). Přijatá potrava se shromažďuje v bachoru, ze kterého se v době klidu vrací přes čepce zpět do tlamy, kde se důkladně rozmělní a poté přechází do knihy. Vlastní trávení začíná ve slezu a střevě. Podílejí se na něm bakterie rozkládající jinak těžko stravitelnou celulózu (Gressley et al., 2011; Anděra & Gaisler, 2019).

Vlastní trávení celulózy a ostatních těžko stravitelných živin přitom probíhá prostřednictvím mikrobiálních enzymů produkovaných právě mikroflórou žijící v předžaludcích (Muegge et al., 2011). Mikrobiální trávení nalezneme také ve slepém střevě u koňovitých nebo zajíců, i když jsou pro ně méně účinné. Trávení přežvýkavců v předžaludcích má několik fází. Jedná se o dobu klidu, přežvykování a fermentaci. Fermentace celulózy probíhá v bachoru, z něj rozložená rostlinná strava pokračuje do slezu, kde nastává doba klidu trvající obvykle od patnácti minut po hodinu. Pokud je zvíře opravdu v klidu, potrava je kvalitní a bachor je dostatečně naplněn, tato fáze je kratší. V případě neklidu zvířete se doba klidu v žaludku prodlužuje i na více hodin. Následuje přežvykování, kdy se přijatá potrava vrací do tlamy (Mohelský, 2022).

Jiný způsob zpracování mají lichokopytníci. Například koně patří k monogastrickým býložravcům s fermentací v zadním trávicím traktu. Trávení potravy u nich probíhá hlavně v tlustém a slepém střevě a je přizpůsobeno k trávení velkého množství vláknité potravy. Tenké střevo zde přednostně provádí enzymatické štěpení. Slepé a tlusté střevo provádí pouze mikrobiální fermentaci. Tlusté střevo koně tak jde přirovnat k bachoru přežvýkavců (Hájková, 2019).

Nepřežvýkaví býložravci mají žaludek jednoduše stavěný, a to obvykle dvoukomorový. Hlodavci mají sice jednoduše stavěný žaludek, ale podobně jako jiní býložravci mají dlouhá střeva, která až 15x přesahují délku jejich těla, a obvykle je i značně vyvinuto střevo slepé. Plchovitým (Gliridae), na rozdíl od ostatních hlodavců, slepé střevo chybí (Anděra & Gaisler,

2019). Nepřežvýkaví býložravci žvýkají potravu velmi dokonale. Přežvýkavci naopak nedokonale, když u nich dochází k důkladnému mechanickému poškození krmiva až při přežvýkování (Zabloudil & Vala, 2009).

Zajíci a králíci mají evolucí vyvinuté slepé střevo s mikrobiálním trávením využívajícím objemné i koncentrované krmivo. Jedná se o obdobu přežvýkování. Slepé střevo se nachází za žaludkem, a proto zajíci i králíci konzumují produkt slepého střeva, včetně kašovitých výkalů, které následně požírají a teprve potom tvoří známý bobkovitý trus (Mohelský, 2022).

3.3. Ekologie

Masožravci jsou často klíčoví v ovlivňování dynamiky ekosystémů. Proto je ekologie krmení masožravců základním kamenem pro pochopení nejen biologie predátorů, ale i jejich účinků na ekosystém (Ripple et al., 2014). Masožraví savci jsou často silnými jedinci v suchozemských i vodních ekosystémech. Jejich početnost je pak úzce spojena s populační hustotou býložravců a jejich biomasou (Hatton et al., 2015).

Jednou z hlavních složek ekologie s přijímáním potravy masožravců je frekvence krmení, která může být závislá na dostupnosti kořisti, velikostí střev a dalšími ekologickými faktory. Frekvence krmení se negativně mění s tělesnou hmotností. Masožravci s velkým tělem často zažívají prodloužené intervaly mezi jídly (De Cuyper et al., 2019). Například lední medvěd (*Ursus maritimus*) se je schopen krmit jen každých 29 dní a někdy dokáže vydržet i delší intervaly mezi jídly. Lev (*Panthera leo*) pak může ve volné přírodě přežít i období 16 dní bez potravy (Lehmann et al., 2008). Spojujícím článkem obou druhů pak je, že mají vysoké relativní množství genů spojených se syntézou thiaminu (De Cuyper et al., 2019).

Největšími požadavky velkých predátorů, především ve středoevropské krajině, jsou pak spojené s velikostí krajiny, která mýcením lesů ubývá. Jde totiž o biotopové specialisty, kteří špatně snášejí změny ve svých rozsáhlých areálech. Úbytkem těchto vrcholových predátorů pak narůstá počet predátorů velikosti střední, kteří nejsou limitováni predačním tlakem shora (Suvorov, 2013). Hrozbou pro některé z těchto živočichů je i kradení kořisti, tzv. kleptoparazitismus, který se vyskytuje vnitrodruhově i mezidruhově. Znám je například u například gepardů (*Acinonyx jubatus*). Ti musí koexistovat s masožravci většími a či

agresivnějšími, jako je třeba lev nebo hyena skvrnitá (*Crocuta crocuta*). Ti pak často kradou jejich kořist a zabíjí mláďata. Samci a svobodné samice gepardů, jejichž hlavní hrozbou byl kleptoparazitismus, minimalizovali čas na zabití kořisti tím, že byli méně ostražití a rychle jedli, nebo zvýšili ostražitost před rychlostí konzumování, aby snížili riziko zabití svých mláďat (Hilborn et al., 2018).

Způsob, jakým býložravec využívá prostor ve svém prostředí pro získávání energie, je ovlivněn vnitřními a vnějšími faktory, z nichž mnohé souvisejí s velikostí těla. Individuální vnitřní faktory zahrnují metabolické požadavky, tělesnou kondici a stavy hladu. Mezi vnější faktory patří například konkurence, struktura stanovišť a s ní spojená dostupnost potravy, trofická poloha, roční období (především teplota a počasí) a denní doba (Chow et al., 2021).

Významným ekologickým vlivem koňů, jelenovití a velké druhy turů na své okolí je podíl na udržování přirozeného bezlesí (spásají nižších a středně vysoké porosty). Po vyhubení divokých forem velkých spásáčů ve střední a západní Evropě na jejich činnost v průběhu holocénu navázaly jejich domestikované protějšky (koně, oslí, skot), což pomohlo udržet některé nelesní biotopy, aniž by zarostly lesem. Od dvacátého století ovšem díky industrializaci zemědělství prakticky došlo k vymizení velkých spásáčů z volné přírody a krajina se změnila v relativně jednotvárnou mozaiku intenzivně obdělávaných polí, travních porostů a lesních plantáží. Proto jsou v současné ochraně přírody divocí i domestikovaní velcí spásáči často používáni při managementu ochrany cenných území a mají zásadní vliv na zachování mnoha druhově bohatých ekosystémů (Hájková, 2019).

Dalším u savců významným vztahem s prostředím je vypořádání se s extrémní počasí. Některé druhy hlodavců totiž překonávají nepříznivá období chladu nebo suchých letních veder zimním (hibernace) nebo letním (estivace) spánkem a případně si hromadí zásoby potravy. Hibernace i estivace se objevuje u veverkovitých (Anděra & Gaisler, 2019).

3.4. Etologie

V rámci smyslů hraje u savců významnou roli v životě čich (Anděra & Gaisler, 2019). Savci dokonale reagují na pach vydávaný kožními, potními a mazovými žlázami. Čichové receptory býložravců poskytují silnou výhodu při detekci masožravého jedince (Ferrero et al., 2011). Kromě čichové sliznice na nosních skořepách v čichové části nosní dutiny mají mnozí savci tzv. vomeronazální, neboli Jacobsonův, orgán. Kočka má například vomeronazální orgán umístěn v patře a přijímá jím pachy (Meijerová, 2019). Koně, turovití, ale i kočkovité šelmy zkoumají pach moči, trusu a hlavně feromonů. U koní, turovitých, ale i u velkých koček používá samec ke kontrole moči samic druhotný čichový (vomeronazální) orgán. Podle feromonů určují říjnost samice. Pootevrou tlamu, ohrnou horní pysky a nechají pach vnikat až do vomeronazálního orgánu. Tomuto projevu se říká flémování. S již zmíněnou močí je spojeno i typické značkování území u psových nebo kunovitých šelem (Veselovský, 2008).

Dobře rozvinutá je i komunikace, při níž se používají různé výrazy obličejové, posunky a řeč těla. U psů, vlků a dalších druhů psových šelem se tímto způsobem uzavírají například dohody a vyměňují informace o záměrech. U této skupiny je dobře rozvinutá i akustická komunikace. Některé psovité šelmy (například vlci nebo kojoti) vyjí či „zpívají“. Tím sdílejí informace o své identitě. Kojoti prostřednictvím vytí svolávají členy vlastní skupiny a dávají ostatním smečkám najevo, že tam jsou. Zpívání může být individuální a slouží ke komunikaci, například kvůli potravě nebo hrozbě (Meijerová, 2019).

Ovce pak komunikují rozmanitými zvuky, držením i postoji těla a pomocí feromonů. Spásači často vedou nepatrnou komunikaci. Krávy a koně například často komunikují očním kontaktem a pohybem očí. Koně dokážou také otočit uši až o 180° a postavením uší si umí navzájem sdělovat, kde lze nalézt potravu nebo zda jsou nablízku predátoři. Přitom jsou významné oči a směr pohledu (Meijerová, 2019).

Zajímavá je i komunikace spojená s antipredační strategií. Například psouni prériovní (*Cynomys ludovicianus*) žijí v tunelech pod zemí, nemají velké teritorium a zůstávají vždy na stejném místě. Proto jsou pro některé dravce snadnou kořistí. Trpělivému dravci stačí jen počkat, kdy vyjdou psouni ven hledat potravu. Proto si psouni prériovní vyvinuli množství složitých poplašných volání, která znějí jako ptačí švitoření. Pro různé vetřelce mají různé zvuky. Udávají jimi, zda se jedná o vetřelce ze vzduchu či ze země. Ovšem ten, kdo volá, je zranitelný, protože dravec hned ví, kde volající je. U tohoto druhu volají samičky, které žijí

s příbuznými, mnohem častěji než samečkové, kteří nežijí poblíž příbuzenstva. Jelen běloocasý (*Odocoileus virginianus*) zase v nebezpečí vztyčí ocas, což působí jako varovný signál (Meijerová, 2019; Kolibáč, 2019). U malých afrických cibetkových šelem se pak vyvinulo hlídkování až šesti jedinců, kteří chrání celou skupinu před útokem dravců. Nesmírně účinnou obranou je třeba absolutní strnulost, která zvláště při nenápadném ochranném zbarvení živočicha znesnadňuje jeho objevení. Pozoruhodný způsob ochrany před šelmami mají i africké gazely Thomsonovy (*Eudorcas thomsonii*). Když ucítí nebo spatří velkou šelmu, začnou se pohybovat vysokými skoky a roztahují bílé ochlupení na zadku. Jedná se nejen o varovný signál pro ostatní členy stáda, ale zároveň šelmě demonstruje zdatnost kořisti a bezvýchodnost případného pokusu o lov (Veselovský, 2008).

Ze sociálního hlediska jsou zajímavá skupinově žijící zvířata. Smečky jsou základní jednotkou šelem, které díky nim dokáží efektivně lovit potravu a využívat svůj životní prostor. Vlk obecný (*Canis lupus*) tvoří například smečku s jasně stanovenou s hierarchií. Smečku vlka obecného tvoří dospělý a většinou i rodičovský pár, tzv. alfa pár, a jejich štěňata. Některá štěňata zůstávají v rodinné smečce i v dospělosti, ale mají hierarchicky nižší postavení než alfa pár. V zimě se smečky mohou sdružovat do větších loveckých skupin. Vlíčí smečka má přibližně 6-7 členů bez mláďat. Objevují se však výjimky, kdy má smečka i přes 20 členů. V čele smečky stojí alfa samec, který bývá ve většině případech i otcem štěňat. Stará se o bezpečnost smečky a značení teritoria. Alfa samice má obdobnou vůdčí funkci, ale není vždy nutně matkou. Tou může být i podřízená samice. Beta jedinec se nachází v hierarchii též vysoko a v nepřítomnosti alfa jedince jej zastupuje. Omega jedinec je nejpodřízenější, bývá ponižován a žere jako poslední. Beta pozici většinou zastává pouze jeden jedinec a to samec. U omegy to bývají častěji samice (Malíková, 2013). Jelikož jsou vlci kooperativními lovci, je pro ně přežití smečky zásadní. Proto má každý člen přístup ke zdrojům potravy (Loučka & Havrlant, 2020).

Hyeny pak žijí v proměnlivých společenských vztazích, v nichž jsou dominantní samice. Pachové signály z análních žláz používané ve vzájemné interakci přitom rozpoznávají i členové jiných skupin, takže si i hyeny mimo konkrétní skupinu dokážou udělat dobrou představu jak o jednotlivcích členech této skupiny a jejich věku, pohlaví i zdraví, tak o síle skupiny jako celku (Meijerová, 2019; Kolibáč, 2019).

Dalším typem savčí skupiny, která je velmi častá u býložravců, jsou stáda, jejichž složení je značně různorodé. Mufloni (*Ovis orientalis musimon*) tvoří například stáda po 20-30

ex., které vodí stará samice. Ve stádech žije i kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*) s výjimkou starých samců, kteří jsou samotáři. U daňka evropského (*Damma damma*) tvoří větší část roku stáda pouze samice, mláďata a mladší samci. Srnec obecný (*Capreolus capreolus*) pak tvoří v zimní otevřené krajině stáda o desítkách jedinců v závislosti na četnosti a velikosti potravního zdroje, jako jsou například posklizňové zbytky kukuřice a řepy. Ve stádech přitom obvykle panuje společenská hierarchie, která vyplývá hlavně z věku i tělesné vyspělosti zvířat a je založená na hlavním principu respektování vedoucího jedince. (Meijerová, 2019; Kolibáč, 2019).

Výhodou tohoto pospolitého života některých býložravců je snížení rizika predace. Ve skupinách se riziko napadení rozkládá na všechny jedince. Více jedinců ve skupině znamená také více očí a uší, které mohou dříve odhalit přítomnost predátora. To umožňuje jedincům věnovat více času na příjem potravy, reprodukci a možnost lepší obrany vůči predátorovi, jako je například kruhová obrana pižmoňů proti vlkům (Tkadlec, 2008).

Proměnlivé sociální chování se vyskytuje u hlodavců. Některé druhy jsou samotářské a jiné žijí v rodinách, klanech nebo dokonce vytvářejí vysoce organizovaná společenstva. Turovití se přizpůsobili životu v rozmanitých podmínkách a tomu odpovídá rozdílná sociální strategie od samotářského života či života v párech až po mnohohlavá stáda na stepích a savanách (Anděra & Gaisler, 2019).

4. Interakce mezi masožravci a býložravci

Jakýkoliv současný stav mezi dvěma druhy nebo populacemi je výsledkem dlouhodobého souběžného vývoje, který nazýváme koevoluce. Výsledkem vzájemné interakce je pozitivní nebo negativní ovlivňování alespoň jedné nebo obou zúčastněných populací (Klimeš et al., 2013).

Interakce lze klasifikovat různými způsoby, např. podle mechanismu, jak na sebe populace navzájem působí nebo podle účinku na velikost populace, populační růst a fitness jedince. Účinky se charakterizují jako pozitivní, když druh A stimuluje růst populace B, negativní, když růst populace B inhibuje, nebo žádné, když se přítomnost druhu A nijak neprojevuje na růstu populace B. V našem případě půjde hlavně o trofickou interakci, patřící mezi interakce přímé, která v sobě právě zahrnuje predaci i herbivorii. Někdy se tato interakce též označují jako interakce konzument-zdroj (Tkadlec, 2008).

Američan Alfred Lotka a Ital Vita Volterra nezávisle na sobě dospěli ke stejnému matematickému vyjádření pro interakce mezi dvěma takto soupeřícími druhy (Volterra 1926; Lotka, 1932). Navrhli systém dvou diferenciálních rovnic popisující vztah predátor-kořist, který je označován jako Lotkův-Volterrův model pro predaci. Tento model je nejstručnějším a nejjednodušším vyjádřením současné teorie predace. Jelikož jde o interakci dvou druhů, skládá se ze dvou diferenciálních rovnic. První rovnice je pro přírůstek v početnosti kořisti N , druhá pro přírůstek v početnosti predátora P . Slovní popis rovnic podle Alfreda Lotky zní:

$$\left[\begin{array}{l} \text{Přírůstek v početnosti} \\ \text{kořisti } N \text{ za} \\ \text{jednotku času} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Přirozený přírůstek} \\ \text{v početnosti} \\ \text{kořisti } N \text{ za jednotku času} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Úbytek početnosti} \\ \text{kořisti vlivem} \\ \text{predátora } N \text{ za} \\ \text{jednotku času} \end{array} \right]$$

$$\left[\begin{array}{l} \text{Přírůstek v početnosti} \\ \text{predátora } P \text{ za} \\ \text{jednotku času} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Přírůstek predátora } P \\ \text{za jednotku času} \\ \text{daný konzumací} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Počet úmrtí} \\ \text{predátora } P \\ \text{za jednotku času} \end{array} \right]$$

V praxi tento systém často ovlivňují tzv. oscilaci (neboli kolísání), která může vytvořit stav, kdy je buď příliš kořisti, nebo příliš predátorů. Pokud totiž kořist dosahuje svého populačního maxima a populace predátora má střední velikost, opožděný nárůst počtu predátorů vede ke snížení počtu kořisti na stav „málo kořisti“, což následně opět opožděně redukuje populace predátora. Příkladem takové oscilace může být fluktuace lišky obecné a

hraboše polního nebo hraboše polního a kolčavy (Korpimäki et al., 1991; Tkadlec, 2008; Martinová, 2009).

Predace je tak také důležitá pro stanovení limitu velikosti populace pro různé taxony. Vrcholoví predátoři jsou známí především svou rolí inhibitorů. Kaskádovitě prochází ekologickými komunitami a podporují biologickou rozmanitost. Středně velcí predátoři, nazývaní "mezi-predátoři", také řídí strukturu komunity různými cestami, včetně predace malé kořisti a vrcholoví predátoři omezují odlovem jejich hustotu tak, aby byl omezen celkový predanční tlak. Vrcholoví predátoři tak tímto způsobem ovlivňují celý ekosystém (Crooks & Soulé, 1999; Elmhagen et al., 2010;). Ztráta vrcholových predátorů odstraňuje tento inhibiční faktor, což vede ke globálnímu vypuknutí, tzv. "uvolnění mezi-predátorů", který zvyšuje tlak predace na menší a středně velkou kořist a snižuje biologickou rozmanitost (Greenville et al., 2014; Ripple et al., 2014; Wallach et al., 2015).

Vliv predátorů se může projevit také ve vztahu mládě/matka u býložravců. Dobrým příkladem mohou být losi. Poměr mládě/matka i celková hustota losů se za posledních 20 let ve Švédsku snížily kvůli velké populaci vlků, kteří snižují přežívání mláďat a tím ovlivňují i procento losů dožívajících se dospělosti a rozšiřování losí populace. Při absenci predátorů je přežití losích mláďat ve Skandinávii poměrně vysoké (Tallian et al., 2021). Predace vlků na novorozených losech je tedy důležitým faktorem ovlivňujícím dynamiku populace losů. V jiných zemích Evropy je podobný vliv vlků a rysů na hustotu mláďat jelenů zaznamenán především tam, kde se oba dravci vyskytují pospolu (Melis et al., 2009). Pokud nastává opakované odstraňování nebo výkyvy hustoty predátorů před a během období zvýšené zranitelnosti kořisti, může se snížit vliv predátora na populaci kořisti. Konkrétně u kopytníků se zranitelnost mění během jejich ročního nebo životního cyklu (Conner & Morris, 2015).

Potravní specializace, prostřednictvím energetických nároků, ovlivňují velikost domovského okrsku druhu. Podle Gittlemana & Harveyho (1982) šelmy s velkým podílem masa ve stravě mají větší domovský okrsek než býložravci. Vysvětlením je, že maso je vzácný potravní zdroj v porovnání s rostlinnou stravou (Veselovský, 2008). Větší masožravec se tak musí soustředit buď na energetické zdroje ve větším množství, nebo na malou, ale energeticky výhodnější potravu. Podle McNaba (1963) se dělí druhy podle typu potravy do dvou skupin. První skupinou jsou lovci, kteří potravu musí hledat. Druhou skupinou jsou sběrači (přepadoví predátoři), kteří díky vyšší koncentraci potravy ji mají všude kolem sebe.

Výhodou přepadových predátorů je menší energetická náročnost, nevýhodou skutečnost, že generují signály bodových zdrojů, které si může kořist předvídatelně spojit s konkrétními stanovišti. Aktivně lovící predátoři naopak vytvářejí difúzní podněty, které zanechávají kořist s malým množstvím informací, které by ospravedlnily chronické a nákladné chování proti predátorům (Luttbeg & Schmitz, 2000). Příkladem jsou afričtí kopytníci, kteří mají silnější reakce na predátory útočící ze zálohy, jako jsou lvi (*Panthera leo*), než na predátory aktivní, kterými jsou například divocí psi (*Lycaon pictus*, Thaker et al., 2011).

Ekologické důsledky predace mohou mít na svědomí nejen zabíjení a konzumaci kořisti, ale i změny v jejím chování. Pokud predátoři změni potravní chování kořisti natolik, že je ovlivněna demografie kořisti, vyvolávají tím tzv. nekonzumní neboli nepřímé účinky (Middleton et al., 2013). Nepřímé účinky predátorů na kořist, které jsou zprostředkovány fyziologickým stresem, mohou mít větší dopad než predace přímá. Takovéto reakce přitom mohou být morfologické nebo behaviorální, a to na úkor přežití, růstu, tělesné kondice a reprodukce. Například u zajíců měnivých (*Lepus americanus*) vyšší riziko predace zvyšuje úroveň stresu a snižuje úspěšnost reprodukce. Predátoři tedy způsobí, že kořist změni své chování tak, že je nakonec ovlivněna dynamika populace kořisti (Conner & Morris, 2015).

PRAKTICKÁ ČÁST

5. Úvod ke srovnání býložravých a masožravých savců ČR

Dlouhodobé sledování výskytu savců umožnilo získat základní obraz o rozšíření jednotlivých druhů, podchytit jejich změny v různých časových horizontech a zaznamenat nové druhy, které se objevily především v posledních dvou desetiletích. Mapování výskytu některých druhů (např. norka amerického) probíhá na našem území na základě hlášení a dotazníkových akcí a nesystematického lokálního terénního průzkumu (Anděra & Gaisler, 2012). U druhů jako je například jelen evropský nebo liška obecná získáváme početnost prostřednictvím honiteb. Výsledky sledování mají zásadní a mnohostranný přínos jak pro praktické využití ve sféře ochrany přírody, myslivosti, parazitologie, zemědělství, tak i v dalších oborech aplikované zoologie a biologie (Anděra & Gaisler, 2019).

V České republice žije v současnosti 91 druhů savců. Objevují se však i další druhy u soukromých chovatelů. Náleží do 6 řádů, z toho nás budou zajímat pouze druhy patřící mezi vyhraněné býložravce a masožravce. Jedná se o zástupce šelem (*Carnivora*), sudokopytníků (*Artidactyla*), zajíců (*Lagomorpha*) a některých hlodavců (*Rodentia*).

6. Metodika

Pro zpracování praktické části bylo vycházeno z odborné literatury, veřejně dostupných ročenek a informačních webů, veřejně dostupných statistik z honiteb, dotazníků a průzkumů. Český statistický úřad poskytuje početní stav a rozlohu výskytu vybraných druhů zvěře z konkrétních let. Mé zaměření bylo na 20. a 21. století. U některých, respektive většiny, druhů fauny České republiky stavy k dispozici nejsou. Pouze u menšiny byla konkrétní data početnosti dostupná.

U každého druhu je uveden jeho stručný popis, areál rozšíření na území České republiky od jeho prvního objevu po současnost. Též jsou zmíněny stanovištní nároky. Z výzkumu byly vyřazeny mnohé druhy, jelikož se jedná o všežravce, hmyzožravce nebo druhy, u kterých jeden typ potravy výrazně nepřevyšuje druhý (druhy, které k jinému typu potravy přistupují jen okrajově však byly zachovány). Mezi vyřazené druhy patří například plch zahradní (*Eliomys quercinus*), plch lesní (*Dryomys nitedula*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), krysa obecná (*Rattus rattus*), potkan (*Rattus norvegicus*), myš domácí (*Mus musculus*), myšivka horská (*Sicista betulina*), kuna lesní (*Martes martes*), kuna skalní (*Martes foina*), jezevec lesní (*Meles meles*), psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), mýval severní (*Procyon lotor*), medvěd hnědý (*Ursus arctos*), prase divoké (*Sus scrofa*) a všichni zástupci z čeledi hmyzožravců a letounů.

7. Výsledky

7.1. Druhová skladba masožravců v ČR

Norek americký (*Neovison vison*)

Norek americký je invazní druh, který má své počátky v České republice z kožešinových farmových chovů 20. -30. let 20. století (Anděra & Gaisler, 2019). Již z 30. let 20. století pocházejí zprávy o jeho prvních únicích do volné přírody, např. roku 1935 v Semilkovicích na Mělnicku. Zprvu se vyskytoval zejména ve východních Polabí, na Křivoklátsku, ve středním Povltaví a na jižní Moravě. Další zprávy o jeho pozorování ve volné přírodě pocházejí až z 50. a 60. let 20. století, kdy je populace mozaikovitě roztroušena. Během 80. let se zformovalo 3-5 volně žijících populací v okolí tradičních velkých farem (východní Polabí, Berounsko, Plzeňsko, střední Povltaví a Poohří; Červený et al., 2005,2007). Počátkem 90. let hodně chovů zaniklo a mnoho norků bylo vypuštěno do přírody. Invazně se poté šířili do okolních oblastí. V letech 1990-1994 byl zaznamenán pouze na 4,3 % území ČR (Anděra & Červený, 2009a). V letech 1994-1999 došlo k zhruba 600 % zvětšení osídlené plochy (Anděra & Gaisler, 2019). V období 2005-2006 je znám již z 35,2 % území ČR (Anděra & Červený, 2009a). V posledních desetiletí osídluje 39 % území ČR a jeho rozšíření má souvislý charakter. Předpokládá se, že jeho výskyt je více jak 10 000 jedinců (Červený et al., 2007). V loveckých statistikách se poprvé objevil v roce 2003 a počty vykazovaných ulovených kusů stoupaly do roku 2010. Od té doby se pohybují v rozmezí 500-700 kusů, což ovšem neodpovídá expanznímu charakteru vývoje populace a spíše odráží nesnadnost jeho lovu (Anděra & Gaisler, 2019). Průzkumy z roku 2008 potvrzují výskyt z 35,2 % území ČR a k roku 2012 početnost vzrostla na 47,9 % (Anděra & Gaisler, 2012).

Ekologicky má norek úzkou vazbu na mokřadní prostředí a vyskytuje se na březích různých typů vodních toků a nádrží, v mokřinách, bažinách a záplavových územích, odkud se dostává až do okrajových částí lesních porostů, na pastviny a do zemědělské agrární krajiny (Poledník & Poledníková, 2005). V našich podmínkách se z 93 % jeho lokalit pohybuje v rozpětí 200-600 m n. m. (Anděra & Gaisler, 2019). Nalezneme jej zejména na jižní polovině Čech a v přilehlé části Moravy. Všude přitom potravně konkuruje původním druhům šelem pobřežních ekosystémů (např. hranostaj) a je tím pádem hrozbou pro autochtonní faunu. Jeho vinou byl v ČR a téměř již v celé Evropě vyhuben původní norek evropský (*Mustela lutreola*; Poledník & Poledníková, 2005).

Lasice hranostaj (*Mustela erminea*)

Řadí se k běžnějším druhům šelem s výskytem pokrývajícím celé naše území. Prokázaný výskyt je na 57 % území České republiky a lze předpokládat jeho celoplošný výskyt až s 94,3 % ve všech výškových pásech od nížin po hory. Hypsometrické rozložení ukazuje na výraznou preferenci středních poloh, která je z 83 % v rozpětí od 200 do 600 m n. m. (Anděra & Gaisler, 2019). Regionálně lze například na Chrudimsku její výskyt charakterizovat jako plošný. Uvnitř rozsáhlých lesních celků zde však chybí (Lemberk, 2001). Jedná se o původní druh šelmy otevřené krajiny s okraji lesů, remízy, křovinami, zahradami i venkovskými staveními (Červený et al., 2003). Bližší údaje o celkové početnosti spíše chybí, zdá se však, že i přes plošné rozšíření početně ubývá (Anděra & Gaisler, 2019).

Ekologicky jde o velmi přizpůsobivý druh (Pavelka et al., 2001). Upřednostňuje však členitou krajinu s nabídkou vlhčích stanovišť. Pozorována bývá nejčastěji při lovu drobných hlodavců a jiné kořisti. Je zde značná potravní konkurence s norkem americkým (Anděra & Gaisler, 2019; Lemberk, 2001).

Lasice kolčava (*Mustela nivalis*)

Jedná se o nejmenší šelmu našeho území, která je typickým obyvatelem otevřené krajiny a běžně obývá různá stanoviště ekotonového charakteru. Vyznačuje se širokým spektrem stanovišť od suchých agrocenóz po mokřadní biotopy i hřebeny hor. Souvislým lesním komplexům se spíše vyhýbá (Anděra, 2016). Dává přednost lesním okrajům, pasekám, křovinám a mezím. V zimě se často stahuje k lidským sídlům a objevuje se i v hospodářských budovách (Červený et al., 2003).

V České republice má celoplošný výskyt (od nížin po hory) na 65,8 % území. Její nejběžnější výskyt je v rozmezí 200–600 m n. m., což činí 84,1 % všech jejích výskytů (Anděra & Gaisler, 2019). Regionálně současný výskyt je například na Chrudimsku je plošný. Podle srovnání úlovků byla zde tento druh nejhojnější v první polovině 20. století a začátkem 70. let byl zaznamenán její drastický úbytek (Lemberk, 2001), což se zjevně děje také ve zbytku republiky (Anděra & Gaisler, 2019).

Kočka divoká (*Felis silvestris*)

Podle kosterních pozůstatků, které byly nalézány zřídka, se na území ČR vyskytovala od neolitu po středověk. V Čechách na přelomu 19. a 20. století vymizela (Anděra & Gaisler, 2019). Například Lemberk (2001) uvádí, že patřila k trvale žijícím druhům, především hlubokých lesů Žďárských vrchů a Železných hor, odkud jsou její úlovky zaznamenány ještě v polovině 18. století. Jediným novodobým dokladem kočky divoké se na dlouho stal úlovek z Krušných hor (Telnice 1952) s nevyjasněným původem (Anděra & Červený, 2009a).

Situace se začala měnit na konci 20. století, kdy bylo v letech 1984-1993 vypuštěno do přírody přes sto jedinců odchovaných v zajetí. První informace o údajném pozorování kočky divoké se v letech 2005-2006 objevily z pohraničí jihozápadních Čech, ale věrohodné potvrzení výskytu přinesly až záznamy z fotopastí na Šumavě roku 2011, Beskydech roku 2013 a v Českém lese v roce 2014 (Mináriková et al., 2015; Pospíšková, 2019). V roce 2013 po jejím zachycení na fotopasti v okolí Valašské Senice následný podrobnější monitoring potvrdil její nehojnou přítomnost také v severní části Bílých Karpat, v Javorníkách a ve Vsetínských Beskydech. Věrohodné záznamy kočky divoké po roce 2000 spadají zatím do 1,3 % území ČR. Nelze spolehlivě ohodnotit, zda se jedná o výskyt stálý či nepravidelný. Shrnutí historických zpráv do poloviny 20. století přináší přes 100 lokalit, tj. 12,1 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019).

Plocha potenciálně vhodného habitatu dosahuje 27 % rozlohy ČR. Kočka divoká patří mezi naše nejvzácnější šelmy (Pospíšková, 2019). Vyhledává především lesnaté oblasti s členitějším reliéfem anebo s dostatkem stromů. Dává přednost pahorkatinám a vrchovinám (Anděra & Gaisler, 2019). Oblasti otevřeného charakteru jako jsou louky, pastviny nebo pole jsou pro kočky divoké také důležité, neboť se jedná o stanoviště, které využívají k lovu (Klar et al., 2008). Nejvhodnější habitat je téměř na celé ploše v NP Podyjí, kde byl její výskyt v roce 2009 potvrzen na základě genetického rozboru srsti (Pospíšková, 2015).

Liška obecná (*Vulpes vulpes*)

Liška obecná je jedna z našich nejběžnějších šelem ČR. Díky intenzivnímu pronásledování ze strany myslivců nebyvala ještě před sto lety zdaleka tak běžná. Pomohla ji zřejmě válečná doba. Pozvolný nárůst úlovků se po válce datuje od poloviny 60. let až do počátku 90. let minulého století (Anděra & Gaisler, 2019). Poté následovala doba strmého vzrůstu (Sýkora, 2009), která

zřejmě byla odezvou na zahájení plošné orální vakcinace lišek proti vzteklině z roku 1989 (Matouch et al., 2007).

Celkově je potvrzena na 2000 lokalitách, což činí 85,7 % území ČR. Žije v lesnatých oblastech, ale i v blízkosti lidských sídel od nížin do hor (Anděra & Gaisler, 2012). S nástupem kácení lesů, tvorbou zemědělských ploch a urbanizací se z původně lesního druhu přizpůsobila sekundárním biotopům v agrární krajině (Hespeler, 2009), což se projevilo v místech odlovu. Například na Pardubicku se v 50. letech minulého století lovalo téměř 80 % lišek v lesních a smíšených honitbách. Recentně naopak připadá 60 % úlovků na polní honitby (Anděra & Gaisler, 2012). Široké spektrum stanovišť, které obývá, tak dnes zahrnuje zalesněné oblasti i kalamitní holiny, háje a remízky, břehy stojatých a tekoucích vod, polní krajinu a jiná místa ruderálního charakteru, stejně jako okolí lidských sídlišť. Její výskyt má vrcholy v rozmezí 200-600 m. n. m. (Anděra & Gaisler, 2019).

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Rys ostrovid je největší kočkovitá šelma na území ČR. Jedná se o typický lesní druh, který dává přednost relativně přirozeným smíšeným lesům středních a vyšších poloh s bohatým podrostem a častými skalními útvary (Anděra & Gaisler, 2019). V první polovině 19. století v oblasti Čech zcela vymizela, ale na Moravu se jednotlivě zatoulávala ze slovenských Karpat do Moravskoslezských Beskyd a okolních pohoří (Anděra & Horáček, 2005). Ve 40. letech 20. století byl zaznamenán jeho výskyt na území ČR v pouhých 1,2 %. Výraznější nárůst nastal v letech 1980-1989, kdy osídlená plocha vzrostla na 14,3 % (Anděra & Gaisler, 2019). Populace rysa od 80. let 20. století narůstala především díky úspěšnému reintrodukčnímu programu ze 70. a 80. let, který proběhl na Šumavě a v Bavorském lese. V 90. letech 20. století byla početnost populace odhadována na 100-150 jedinců (Anděra & Červený, 2009a). V letech 1996-1998 bylo zaznamenáno 100-500 jedinců, což je nejvyšší zaznamenaný počet (Anděra & Gaisler, 2019). V období 1999-2003 byl zaznamenán pokles populace rysa ostrovida v ČR a následný vývoj po roce 2003 se v jednotlivých oblastech liší (Uhlíková et al., 2008). V oblasti Králického Sněžníku a Jeseníků se v období let 2006-2013 objevoval nepravidelně a v malém množství. Zatímco na česko-slovenském pomezí byl výskyt v letech 2003-2012 relativně stabilní (Kutal et al., 2013; Kutal & Duhonský 2014).

Ojedinelé výskyty byly v tomto období i v Českém Švýcarsku, Jizerských horách, Krkonoších nebo na Broumovsku (Flousek et al., 2014). Stálý výskyt rysa s prokázáním

rozmnožováním se koncentruje hlavně do území jihozápadních Čech (Český les až Novohradské hory) a severovýchodní Moravy (Moravskoslezské Beskydy, Javorníky, Hostýnsko-vsetínská hornatina; Anděra & Gaisler, 2019). V období let 2012-2016 byl rys ostrovid na 10,8 % území ČR (Kutal et al., 2017). Oproti situaci v letech 2000-2009 (Anděra & Červený, 2009a) zmizela oblast trvalého výskytu v Jeseníkách, Českém Švýcarsku a Brdech. V širší oblasti jihozápadních Čech byl počet v letech 2013-2014 odhadnut na 60-85 samostatných jedinců (Wölfl et al., 2015).

Dle výsledků společného fotomonitoringu se v národních parcích Šumava a Bavorský les v zimě 2015-2016 vyskytovalo 21 dospělých jedinců (Bufka et al., 2016). Počet jedinců k roku 2019 se udává v rozmezí 70-100 dospělých jedinců na celém území ČR, přičemž v tomto odhadu jsou započítány i jedinci, jejichž domovské okrsky leží z velké části mimo území ČR (Kutal et al., 2017). Celkové rozpětí výskytu v ČR sahá od 200 do 1300 m n. m., avšak tři čtvrtiny údajů pocházejí z poloh 400-800 m n. m. (Anděra & Gaisler, 2019).

Šakal obecný (*Canis aureus*)

Je nejnovějším a stále hojnějším druhem na seznamu našich šelem (Kolibáč, 2019). Podle výsledků z archeologických nalezišť a starších faunistických přehledů se šakal na našem území nikdy předtím nevyskytoval. Poprvé zde byl zastížen v roce 2006 u Podolí na Uherskohradištsku (Koubek & Červený; 2007) a posléze byl nalezen i u Klobouků u Brna v roce 2010 (Forejtek et al., 2011), ve středních a jihozápadních Čechách ve Václavicích v roce 2011 (Kadlec, 2012), Pečetíně v roce 2013, na severní Moravě v Hukovicích roku 2014 a zejména na jižní Moravě, kdy byla pozorována samice s mláďaty (Hudeček & Jakubec, 2014). V letech 2015-2017 se též podařilo zdokumentovat přítomnost i rozmnožování šakalů v bývalém středočeském vojenském prostoru Milovice-Mladá (Pyšková et al., 2016).

Spolehlivě doložený výskyt na území České republiky aktuálně zabírá 3,2 % ze všech mapovacích kvadrátů. Dosavadní pozorování pocházejí z relativně hustě osídlené kulturní krajiny nižších a středních poloh v nadmořské výšce 170-550 m n. m. Nelze ale vyloučit ani jeho výskyt v zalesněných horách (Anděra & Gaisler, 2019). V České republice bylo spousty nepotvrzených pozorování šakala z různých částí našeho území – Anděra (2014) zmiňuje 10 neověřených zpráv z let 2004-2012, které většinou pocházejí z východní části republiky. Šakal se vyskytuje jak na suchých stanovištích, tak i ve stálezelených lesích a je schopen migrovat přes vysokohorské oblasti (Pyšková et al., 2016).

Tchoř stepní (*Putorius evermanni*)

Z našeho území je doložen od konce 19. století, z něhož pochází přeurlčené muzejní exempláře ze sbírek ze Strakonicka, Protivínska, okolí Prahy, Opavska a Velkého Meziříčí. Jeho výskyt na Moravě (Brno, Olomoucko) a v severozápadních Čechách byl poprvé doložen v polovině 20. století. Ve stejném období byl hojně rozšíren v nížinách středních Čech (včetně Polabí). Poté na našem území prošel výrazným populačním i areálovým poklesem a z většiny území vymizel. Zbytkově se zachoval pouze na jižní Moravě (Anděra, 2016). Od roku 2000 registrujeme mírné oživování v rámci nalezených lokalit, když se například po delší době opět objevil i ve středních Čechách na Nymbursku v roce 2006 (Anděra & Gaisler, 2012). Z Lounska pak dlouho byly k dispozici poslední údaje z 80. let 20. století, což platilo až do roku 2016, kdy byl opět objeven v Dobšicích, Nehvizdech a Sokoleči. Následně byl zjištěn v roce 2018 na Pardubicku v Hrobicích. V letech 2012-2015 pak proběhl rozsáhlý monitoring, kterým bylo celkem získáno devět ověřených záznamů výskytu z jižní Moravy s přesahem na Moravu střední a z oblasti Polabí (Poledník et al., 2019). I přes tyto uvedené nálezy je jeho početnost stále hodnocena jako ubývající (Anděra & Gaisler, 2019) a je považován za jednoho z našich nejvzácnějších savců (Mináriková, 2012).

Jde přitom o druh, který u nás dosahuje západní hranice svého rozšíření, obývá především teplé stepní oblasti a druhotně také teplé nížiny a otevřenou bezlesou krajinu nižších poloh. V našich podmínkách je typickým obyvatelem tzv. kulturní stepi. Preferuje suchá a otevřená stanoviště v zemědělské krajině v polohách pod 400 m n. m., ve kterých nalezneme 97,3 % jeho populace na území ČR (Anděra & Gaisler, 2019).

Tchoř tmavý (*Mustela putorius*)

Tchoř tmavý je původní druh šelmy naší fauny, který osídluje většinou otevřenou krajinu s remízou a malými lesy, větrolamy nebo křovinami. Nevyhýbá se ani blízkosti lidských sídel (Ryšavá-Nováková & Koubek, 2009). Na stanoviště není příliš náročný. Řadí se mezi druhy obývající většinu našeho území, i když regionálně s mozaikovitým rozšířením (Anděra & Gaisler, 2019). Kvůli výrazné fragmentaci prostředí v důsledku intenzivního velkoplošného zemědělství se výrazně zmenšil počet biotopů vhodný pro tento druh (Baghli & Verhagen, 2003) a je i u nás brán jako ubývající.

Největší výskyt je zaznamenán v rozmezí 200–600 m n. m., kde se nachází 84 % jeho lokalit. Roku 1950 byl zaznamenán na 47,9 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). Výrazný úbytek nastal v průběhu let 1965-1995, kdy v rámci lovu probíhalo snižování jeho početnosti (Lemberk, 2001). Po roce 2000 se pokrytí snížilo na 20,5 %. Na nehojný výskyt tchoře ukazují i výsledky statistiky lovu z pražských honiteb v letech 2011-2014, kdy nebyl hlášen ani jeden úlovek (Anděra, 2016).

Vlk obecný (*Canis lupus*)

Vlk obecný je původní druh, který byl na území České republiky v letech 1516-1627 běžnou zvěří (Kokeš, 1969). Jelikož vlci občas napadali ovce a jiná hospodářská zvířata, byl však často loven, a proto byla většina vlčí populace vyhubena již v historických dobách (Andreska & Andresková, 1993; Stýblo, 2002). V Čechách vymizel koncem 19. století (Anděra & Gaisler, 2019). V Beskydech se pak vyskytoval nejdéle, a to až do roku 1914. V letech 1950-1970 se tak u nás nevyskytoval žádný jedinec (Anděl et al., 2010).

První údaj o návratu vlků do České republiky se objevil po 2. světové válce na severní Moravě (Anděra et al., 2004). V 70.-80. letech minulého století jsou občasně zprávy o vlcích ze Šumavy a Bavorského lesa. První zprávy ze severních Čech se objevily až po roce 2010 (Anděra & Gaisler, 2019). V období 2000-2003 je výskyt vlků znám ze 4,78 % území ČR, když pravidelný výskyt byl doložen pouze z 1,92 % našeho území (Anděra et al., 2004). Následovalo však období mírného nárůstu a v letech 2017-2018 stálý výskyt vlků pokrýval 3,8 % a nepravidelný výskyt 13,2 % území ČR. Hlavními oblastmi výskytu vlka jsou Beskydy a Bílé Karpaty, kde velkou roli hraje i návaznost na populace ze Slovenska. Další stálý výskyt je potvrzen také na Broumovsku, ve východních Krkonoších a Krušných horách. Zdá se navíc, že se adaptuje k životu i v kulturní krajině (Anděra & Gaisler, 2019).

Vydra říční (*Lutra lutra*)

Vydra je původní druh našeho území, který byl v minulosti dlouhodobě postižený nadměrným lovem a znečištěním prostředí. Ještě v polovině 20. století byla početnost vydry říční velmi nízká. Dle málo věrohodných údajů z dotazníků v 70. letech 20. století v celé České republice byla početnost vydry odhadnuta na 174 jedinců, když hlavním zdrojem dat byla řeka Sázava. Teprve ve druhé polovině 80. let se objevily první pozorování a zjištění pobytových značek

také z Chrudimky a později i Doubravy. V 80. letech 20. století se objevovala pouze na 29,6 % území České republiky. Zimní sčítání počátkem 90. let pak odhalilo 350-400 jedinců (především podle stop a dalších pobytových znaků), kteří obývali 30 % území tohoto státu (Toman, 1992). V letech 1997-2000 byl stav populace odhadován na 800 jedinců s výskytem na 40 % plochy ČR (Kučerová et al., 2001). Výrazná pozitivní změna byla zaznamenána až při mapování v letech 1997-2003, kdy osídlení narostlo na 51,7 % (Poledník et al., 2005). V roce 2006 byl zjištěn nepravidelný výskyt vydry na 15 % a pravidelný výskyt na 60 % území ČR (Poledník et al., 2007). V roce 2016 se vyskytovala již na minimálně 97,9 % našeho území (z toho 94,3 % bylo osídleno trvale). Poslední odhad počtu jedinců, vycházející z rozlohy osídleného území a známé populační hustoty v modelových oblastech pak již přesahuje 3200 ex. Nejpočetnější populace se přitom vyskytují v Jihočeském, Jihomoravském a Olomouckém kraji (Anděra & Gaisler, 2019).

Biotopově na našem území obsazuje řeky, potoky, různé kanály, velké rybníky, rybníční soustavy, přehradní nádrže nebo horské oligotrofní potoky (Anděra & Gaisler, 2019). Například na Chrudimsku je řazena k pravidelným obyvatelům horských a podhorských úseků řek, jejich přítoků a rybníčních soustav (Lemberk, 2001). Celkově pak upřednostňuje střední polohy (200-600 m n. m.). Její výskyt se přitom může krátkodobě a lokálně výrazně měnit (Anděra & Gaisler, 2019).

7.2. Druhá skladba býložravců v ČR

Bobr evropský (*Castor fiber*)

Výskyt bobra na území ČR je kontinuálně doložen jak z různých období pleistocénu, tak z archeologických či jiných nalezišť od neolitu po raný novověk. První novodobější historické zmínky o výskytu na našem území pochází z 15. století. Ve druhé polovině 17. století v důsledku neregulovaného lovu se původní populace bobra intenzivně snížila a během první poloviny 18. století zcela vymizel (Anděra, 2016), když byl v roce 1730 uloven poslední bobr na Moravě u Grygova u Olomouce (Lehký & Pražák, 1998). Na počátku 19. století nastal dočasný návrat bobrů prostřednictvím umělých odchovů na Českokrumlovsku (Červený Dvůr) a Třeboňsku (rybník Rožmberk), ze kterých byli následně vypouštěni do volné přírody a osídlili značnou část jižních a středních Čech. Záhy však byli kvůli působícím škodám na rybnících opět vyhubeni (Anděra, 2016). Další nová etapa výskytu bobra na našem území začala v polovině 70. let 20. století, a to díky jeho úspěšným vysazením v Německu, Rakousku (Dunaj,

Salzach a Inn) a na severní Moravě (CHKO Litovelské Pomoraví a Oderské vrchy). Odtud pak expandovali do okolních regionů (Anděra & Gaisler, 2019). Konkrétně od 80. let 20. století k nám začali pronikat bobři z Rakouska, které je vysadilo v blízkosti našich hranic v roce 1977 (Lehký & Pražák, 1998). Významný nárůst početnosti pak proběhl v letech 1991-1997 díky posílení populací v SRN, Rakouska a Polska. Nezanedbatelný je ale také vliv české reintrodukce, z níž se bobři rozšířili zejména do vnitrozemí našeho státu (Kostkan, 1998). V roce 2000 byl zjištěn na 700 lokalitách a 50 % území České republiky, z čehož 25 % připadá na výskyt trvalý (Anděra & Gaisler, 2019). Od roku 1992 do roku 2009 byl zaznamenán téměř neustálý nárůst osídlení (Vorel et al., 2012). Zatímco v roce 2000 byl celkový počet bobrů v ČR odhadován na 300 ex. (Šafář, 2002), v roce 2003 byl odhadovaný počet již na 500 ex. V roce 2005 byla odhadovaná populace na 300-350 ex., v roce 2008 pak na 3000 ex. a v roce 2011 na více než 3500 ex. (Konečná, 2013). Nejpočetnější populace se dlouhodobě vyskytují v Jihomoravském, Olomouckém a Jihočeském kraji. Celkově preferuje nižší a střední polohy do 400 m n. m., kde se vyskytuje 74,3 % jedinců (Anděra & Gaisler, 2019). Jako expandující druh je například hodnocen v rozšířené biosférické rezervaci Pálava (Bryja et al., 2002). Nevyhýbá se přitom ani melioračním strouhám a odvodňovacím kanálům zemědělsky obhospodařované krajiny (Červený et al., 2000). Vyššími nadmořskými výškami zpravidla jen procházejí a nejedná se tedy o trvalá osídlení. Nejvýše zaznamenaná populace je na Šumavě, kde se vyskytuje na Křemelné a jejích přítocích ve výšce 800-870 m n. m. (Damohorský & Šedina, 2015).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

První nález hraboše mokřadního v České republice byl v roce 1895 na Šumavě. Dlouho byl považován za vzácný druh. Nyní se řadí k nejlépe zmapovaným drobným savcům. Žije na velké části území ČR. V nížinách buď chybí nebo se objevuje sporadicky v návaznosti na výběžky okolních pahorkatin a vrchovin. Na území ČR se vyskytuje na 2000 lokalitách, což činí 76,8 % celého státu. Rozpětí nadmořské výšky našich lokalit činí 130-1600 m n. m. s průměrem 570,5 m n. m. a největším podílem mezi 400 až 800 m n. m. (Anděra & Beneš, 2001). Nejnižší zaznamenaný výskyt byl v Děčínské vrchovině. Horní hranice pak sahá na hřebeny a vrcholy Krkonošských hor nebo Hrubého Jeseníku. V horách se běžně vyskytuje na subalpínských loukách a při okraji kamenných sutí nebo v nice kalamitních a imisních holin, kde často dominuje (Anděra & Gaisler, 2019; Bryja et al., 2002). V porovnání s celistvě

obsazenou Českomoravskou vrchovinou je rozšíření na Svitavsku až Chrudimsku výrazně mozaikovitější, což souvisí s malým zastoupením vlhčích či podmáčených stanovišť (Anděra et al. 2010). Typickým biotopem hraboše mokřadního jsou totiž zejména vlhké, podmáčené louky, rašelinné louky, prameniště potoků, okolí drobnějších horských toků, ostrůvky vlhkých nekosených luk, lesní louky nebo zarůstající vlhké paseky (Zejda et al., 2002). Důležitou vlastností těchto biotopů je nekosený porost, který hrabošům poskytuje vhodné mikroklimatické podmínky i bezpečný úkryt před predátory (Krojerová et al., 2009). Nalezneme jej tedy i v mokřadech u stojatých a tekoucích vod, v bažinách a podmáčených nekosených loukách. Vysoušení biotopu osídlených hrabošem vede k jeho úplnému vymizení na dotčeném území (Anděra & Gaisler, 2019).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Hraboš polní je jedním z našich nejhojnějších druhů savců. Mnohdy je považován za nejpočetnějšího savce Evropy (Kryštufek et al., 2011). Na našem území se kontinuálně objevil již ve středním pleistocénu. Vyskytuje se na celém území s výjimkou míst, která jsou mimo jeho ekologické nároky (např. souvislé lesní jehličnaté porosty). Vyskytuje se přibližně na 5000 lokalitách na 98,1 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). Nadmořská výška většiny lokalit se přitom pohybuje v rozsahu 230-620 m n. m. s průměrem 389,8 m n. m. (Anděra et al., 2010; Zapletal et al., 2000) Početnost druhu s rostoucí nadmořskou výškou klesá (Anděra et al., 2010).

Ekologicky je typickým obyvatelem zemědělské krajiny (pole, úhory, meze, louky). Vyhledává také kulturní step, lesostep, otevřenou krajinu, a především místa s porosty krátkostébelných druhů trav. Díky široké ekologické valenci dokáže osídlit značnou část zemědělské krajiny, v níž často dosahuje vysoké početnosti a dominancí převyšuje ostatní druhy hlodavců (Heroldová et al., 2007). Zaznamenán může být i v lesích, na jejich okrajích a dalších ekotonech. Z polních kultur mu nejvíce vyhovují plochy s vojtěškou, jetelem a jinými víceletými píceňkami, běžný je v obilovinách. Naopak nízké populační hustoty dosahuje v okopaninách (brambory, řepa). Téměř chybí v porostech kukuřice (Anděra & Gaisler, 2019).

Regionálně pak můžeme říct následující. Shrnutí známých záznamů hraboše polního v rámci Svitavské pahorkatiny přineslo údaje z téměř 50 lokalit. Početnost druhu v jednotlivých lokalitách však poměrně kolísá, což souvisí s rozdílným charakterem sledovaných lokalit, když v některých z nich často převažují mokřady a lesní krajina (Anděra et al., 2010). Na

Chrudimsku je pak rozšířen plošně, chybí jen v rozsáhlejších městských zástavbách a vzácněji se vyskytuje ve velkých lesních celcích. Nejvyšších hodnot hustoty dosahuje v polních kulturách (Lemberk, 2001). Na jižní Moravy dosahoval nejvyšší početnosti v nadmořské výšce pod 200 m n. m. Relativně vysoká početnost hraboše polního je v oblasti Krušných hor. Je dána charakterem studijních ploch, které z části tvořily bývalé rozsáhlé zemědělské pozemky (pole a louky) na hřebenech hor, což je prostředí, které zvyšuje dominanci druhů otevřených stanovišť (Bryja et al., 2002). Výskyt v oblasti Krušných hor dokládá, že v příhodných podmínkách může tento druh obývat i vysoké polohy a může žít i v těch nejvyšších polohách našeho státu, jako je vrchol Sněžky (Uhlíková, 2004).

Hrabošík podzemní (*Microtus subterraneus*)

První údaje o výskytu hrabošíka podzemního na našem území se datují do první poloviny 19. století v Hrubém Jeseníku. Rozšíření je nerovnoměrné (Anděra & Gaisler, 2019). Vzhledem k nepřiliš vyhraněným stanovištním nárokům a usedlému způsobu života patří k obtížněji zjišťovaným druhům (Anděra et al., 2010).

Celkově se objevuje na více než 1200 lokalitách a pokrývá tím zhruba 61 % území ČR. Některé oblasti osídluje souvisle (především hory a vrchoviny), zatímco v některých regionech (západ a jihozápad Čech) se nevyskytuje vůbec (Anděra & Horáček, 2005). Jedná se o vzácnější druh spíše vyšších poloh, kde vyhledává horské louky, zarostlé břehy potoků, bučiny, ale i zahrady a rumišť (Anděra & Gaisler, 2019). Hojně se vyskytuje v lesích (především ve vlhčích olšových porostech) a v otevřené krajině (Anděra & Beneš, 2001). Byl zastižen i na březích vodotečí či rybníků nebo v mokřadním prostředí v jejich těsné blízkosti (Zejda et al., 2002). Vzácně bývá zaznamenán i v okolí zemědělských objektů, což dokazuje nález z kravína ve Starém Svojanově na Poličsku (Anděra et al., 2010). Celkově se vyskytuje se od nížin po místa nad horní hranicí lesa v nadmořské výšce 140-1500 m n. m. (Anděra & Gaisler, 2019). Regionálně je například na Chrudimsku rozšířen pouze ostrůvkovitě, přičemž většina známých lokalit se nachází u vodních toků v Železných horách (Lemberk, 2001). Ve Svitavské pahorkatině, v Železných horách a na Hornosvratecké vrchovině byl nalezen na 68,4 % těchto území (Anděra et al., 2010).

Hryzec vodní (*Arvicola terrestris*)

Má hypsometricky rozvrstvené lokality a dobře kopíruje členitost našeho území. Vyskytuje se od nížin až po subalpínské polohy hor, a to v rozmezí 140-1550 m n. m. (Anděra & Gaisler, 2019; Dungel & Gaisler, 2002). Na území ČR se vyskytuje ve více než 1300 lokalitách a zabírá jimi 77,6 % našeho území. Nejvýše položená pozorování či odchyty pocházejí ze hřebenových partií Krkonoš, Šumavy a Hrubého Jeseníku. Celkově je běžným druhem našeho území, který obývá mokřiny, močály, slatiniště nebo přechodová rašeliniště. V zimě se stěhuje dále od vody a vyhledává otevřenou krajinu (Anděra & Gaisler, 2019). Je vázaný především na břehy stojatých i pomaleji tekoucích vod, zejména s hlinitými břehy a bohatším porostem bylinného patra. V menší míře se vyskytuje (především v létě) na loukách, v sadech nebo zahradách (Anděra, 2016). Základem jeho výskytu jsou vegetace tvořené především vlhkomilnými druhy. Též dává přednost jílovitým půdám a naplaveninám různé skladby, kde vzniká nepropustná nebo málo propustná vrstva zadržující vlhkost. Objevují se i populace žijící daleko od vody, pokud mají zachovány půdní vlastnosti (Zejda et al., 2002).

Křeček polní (*Cricetus cricetus*)

Je stepní druh otevřené kulturní krajiny, kde osídluje především pole, louky a meze nižších i středních poloh (Anděra & Gaisler, 2019). Z konce 19. století je hlášen z hřebenů Krušných hor. V 70. až 80. letech 20. století se početnost křečka snížila natolik, že ve vrchovinách a podhorských oblastech zcela vymizel (Anděra & Horáček, 2005). K částečnému oživení populace došlo v 90. letech. Od té doby se vyskytuje pouze v nižších polohách (nížiny a pahorkatiny), a to zejména v České tabuli a na střední i jižní Moravě (Anděra, 2011). Výskyt křečka v ČR byl na počátku 21. století doložen přibližně na jedné třetině území (Zejda et al., 2002). Ekologicky jde o obyvatele zemědělské krajiny, v níž osídluje zejména různé typy polních kultur a ekotonová i ruderalní stanoviště. Zdržuje se také v blízkosti hospodářských objektů a lidských sídel (Anděra & Gaisler, 2019). Upřednostňuje přitom území s nízkými srážkami a půdami typu černozemě a černice (Zejda et al., 2002). Nevyhovují mu naopak mělké půdy se skalnatým podložím či vysokou hladinou spodní vody (Anděra & Gaisler, 2019). Nevyskytuje se pak v pohraničních horách a ve výškách nad 600 m n. m. V čím vyšší nadmořské výšce se území nalézá, tím je populace křečka řidší (Zejda et al., 2002). Populační hustota se mění podle prostředí, sezony a populačního cyklu (Anděra & Gaisler, 2019).

Myška drobná (*Micromys minutus*)

První historické zprávy jsou o myšce drobné z konce 19. století, kdy je známa například ze Nového Města pod Smrkem, Frýdlantu, Hluboké nad Vltavou, Kamenického Šenova či Mirošova (Anděra & Gaisler, 2019). Přestože není příliš vzácná, uniká pozornosti a pro svou velikost a skrytí způsob život. Je také obtížně zjištělná běžnými teriologickými metodami odchytu, jako jsou například živolovné pasti (Lemberk, 2001). V řadě pozorování se tak jedná pouze o nálezy hnízd (Anděra, 2016). Celkový rozsah nadmořské výšky našich lokalit činí 120-1200 m n. m., přičemž největší podíl spadá do 200-600 m n. m (81,4 %) a nad 800 m n. m. leží pouze cca 2,3 % lokalit (Anděra & Beneš, 2002; Gaisler & Anděra, 2019). Nejvýše položená místa výskytu jsou známa z Hrubého Jeseníku (Bryja & Beneš, 2001). Oblast rozšíření pokrývá takřka celé naše území a je v první řadě určováno nadmořskou výškou a nabídkou stanovišť (Gaisler & Anděra, 2019). Hlavní těžiště výskytu se soustřeďuje do mokřadních biotopů. Hlavně v podzimním období se pak myšky objevují i na různých netypických místech, když například pronikají i do jehličnatých (smrkových) lesů. Znamé jsou i případy synantropního výskytu v návaznosti na zemědělské hospodářské budovy (Zbytovský et al., 2004). Dalším limitujícím faktorem jejího výskytu však může být také výška vegetace, protože zpravidla neosídluje místa s porostem nižším jak 20 cm (Anděra & Gaisler 2019).

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Je jeden z našich nejběžnějších a nejhojnějších drobných savců, který se vzhledem ke značné přizpůsobivosti vyskytuje na téměř celém našem území, jen s výjimkou rozsáhlejších porostů horských smrčín a vrchovišť (Anděra & Beneš, 2002). Má malou vyhraněnost na stanoviště (Zbytovský et al., 2004). Největší část populací obývá členitou kulturní krajinu s poli, mezemi, větrolamy, remízky, polními lesíky, křovinatými stráněmi a jinými ekotony (Anděra & Beneš, 2002). To souvisí s její schopností adaptace k nejrůznějším podmínkám prostředí (Anděra & Gaisler, 2019). V menší míře je možné se s ní setkat ve většině parků a na zelených plochách uvnitř zástavby, které jsou pro jiné drobné savce nevhodné či nedosažitelné (Anděra, 2016). Znamá je z více než 3000 lokalit na 94,4 % území ČR. Prostorová nika se průkazně na některých stanovištích zmenšuje se vzrůstem početnosti myšice lesní. Objevuje se v lokalitách nadmořské výšky od 140 do 1500 m. n. m. Nejvýše byla nalezena na svahu Sněžky, na Králickém Sněžníku nebo v Moravskoslezských Beskydách (Anděra & Gaisler, 2019). Na území Prahy se řadí k nejhojnějším drobným savcům. Je velice hojná všude na periferii a

na agrárních či ruderálních lokalitách, kde ve společenstvech drobných savců běžně dosahuje dominance 50-60 % a sezonně někdy i vyšší (Anděra & Benda, 2010). Výška distribuce lokalit standardně odpovídá také poměrům ve Svitavské pahorkatině, kde se celkové rozpětí pohybuje mezi 230 až 620 m n. m. při průměrné výšce 374,3 m. n. m. (Anděra et al., 2010).

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Na konci 50. let 20. století se změnou podmínek vyskytovala pouze na jedné pětině území ČR. (Anděra & Gaisler, 2019; Stoddart, 1979). Pak ale nastal velký nárůst v její početnosti a dnes je známá z 2400 lokalit na 90,6 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). Spektrum nadmořské výšky pokrývá celé rozpětí našeho území od jihomoravských nížin (např. Hodonín, Lanžhot, Lednice na Moravě, Mikulčice, Mutěnice) ve 170-180 m n. m po nejvyšší vrcholy našich hor 1300-1600 m n. m. (např. Krkonoše, Hrubý Jeseník, Moravskoslezské Beskydy; Anděra & Beneš, 2002). Myšice lesní je běžný druh především listnatých a smíšených lesů, ale i sadů, křovinatých strání a polních remízků. Je hojná též v jehličnatých lesích a dává přednost sušším zalesněným stanovištím všech výškových stupňů (Lemberk, 2001). Jejím optimálním prostředím jsou lesní biotopy, kde populační cykly bývají dávány do souvislosti se semennými roky stromů (Stenseth, 2002). V podzimním a zimním období se někdy stahuje do obytných, hospodářských i jiných budov a staveb. Okrajově se vyskytuje i na skládkách komunálního odpadu. Do velkých městských aglomerací neproniká, nanejvýš se vyskytuje v parcích některých měst (např. v Opavě) a v příměstských lesích (Anděra & Beneš, 2002).

Myšice malooká (*Apodemus uralensis*)

Jedná se o výrazně teplomilný druh osídlující bezlesé a spíše rovinaté níže položené oblasti. Primární stanoviště jsou suchá a osluněná místa lesostepního charakteru s řídkým keřovým porostem. Méně se vyskytuje na polích (obiloviny, okopaniny, olejniny), mezích a ve větrolamech nebo vinohradech. Lesům se zcela vyhýbá s výjimkou řídkých listnatých lesíků a akátových porostů v polní krajině (Anděra & Beneš, 2002; Zejda et al., 2002). Je rozšířena hlavně v nížinách a pahorkatinách jižní Moravy a Slezska. Izolovaná enkláva se vyskytuje na Žatecku (Vohralík, 2002). Největší rozsah má přitom osídlení nížin střední a jižní Moravy (Anděra & Beneš, 2002). Vznik takto oddělených populací zůstává stále nejasný (Anděra & Gaisler, 2019).

Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*)

První spolehlivé doklady o výskytu myšice temnopásé na území ČR pochází z počátku 50. let 20. století. V Čechách byla tehdy zjištěna ve Šlunkovském a Frýdlantském výběžku, odkud nejjižněji zasahovala do povodí Kamenice a Ploučnice a zhruba na úroveň Liberce a Jablonce. Ve Slezsku a na Moravě bylo už tehdejší osídlení kompaktnější a zasahovalo od severního pohraničí ČR až do prostoru Moravské brány (okolí Lipníka nad Bečvou). Během času se ukázalo, že hranice areálu v severním a západním pohraničí Čech není stálá, a občas podléhá výrazným posunům. Například byla přechodně zjištěna v roce 1968 v Králíkách, v Krkonoších, nebo mnohem dříve v Podkrkonoší. V letech 1971-1975 byla nalezena na Žacléřsku a Broumovsku. Na přelomu 20. a 21. století lze hranici stálého výskytu v Čechách zhruba označit jako spojnicí mezi hřebeny Krušných hor, tokem Labe mezi Děčínem a Ústím nad Labem a povodím Ploučnice i Smědé. Na jižní Moravě zvětšila během posledních 20 let svůj areál o více než 100 km. Jedno z možných vysvětlení tohoto posunu nabízí spojitost s mohutnou záplavovou vlnou, která postihla větší část území Moravy a Slezska v roce 1997 (Anděra & Beneš, 2002). V posledních třech desetiletí expanduje také více na jižní Moravu (Bryja et al., 2002). Postupné šíření druhu z Moravy do východočeského vnitrozemí pak dokládají nálezy ze Svitavska po roce 2008 (Anděra et al., 2010). Celkově se v ČR vyskytuje na více než 800 lokalitách a pokrývá 29,3 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). Je přitom označována jako gradační druh. Optimální podmínky pak nalézají v pahorkatinách a vrchovinách, častá je ale i v nižších polohách. Horní hranice výskytu pak sahá až do subalpínského pásma hor (Krkonoše, Úpské rašeliniště 1420 m n. m.). Průměrná hodnota nadmořské výšky všech lokalit je 371 m (Anděra & Gaisler, 2019).

Nutrie (*Myocastor coypus*)

Jedná se o druh, který byl na naše území zavlečen v roce 1924 kvůli chovu (Skřivan et al., 2007). Během 10 let vzniklo přes 100 farem a v 70. letech se začaly častěji objevovat uprchlí jedinci ve volné přírodě v jihozápadních Čechách, Podkrkonoší nebo i severní Moravě a Slezsku (Štěpánek, 1979). Tyto epizodní výskyty netrvaly dlouho, protože nutrie nepřežily mrazivé zimy. Na přelomu 80. a 90. let 20. století se začaly objevovat první trvalejší výskyty nutrií ve volné přírodě, a to včetně rozmnožujících se populací, zejména na severní Moravě a ve Slezsku (Anděra, 1999; Stolaczyk & Šuhaj, 2003). Na Svitavsku se výskyt tohoto druhu datuje do období 1985-1991, kdy byli poprvé pozorováni jedinci uniklí

z chovů (Anděra et al., 2010). Většinou šlo ale o krátkodobý výskyt. Počátkem 90. let však došlo ke změně, když začaly výrazně přibývat lokality, na kterých se nutrie držela celoročně. V letech 1991-1999 bylo trvale obsazeno pouze 8,6 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). V současné době její nálezy sahají od dolního toku Ohře víceméně souvisle přes Litoměřicko a střední Čechy, východní Polabí a Svitavsko na střední a jižní Moravě a ve Slezsku (Anděra & Gaisler, 2012). Objevuje se i ostrůvkově na jihozápadě Čech a jihovýchodním okraji Českomoravské vrchoviny. Je teplomilná, a proto lze její populační vývoj hodnotit jako odezvu na oteplování klimatu (Anděra & Červený, 2003b). Od roku 2000 je známo přes 700 lokalit výskytu nutrie na 39 % území ČR. Stálý výskyt je na 21,3 %. Vyskytuje se zejména v nížinách v těsné blízkosti vod, nejvíce na zarostlých březích přirozených nebo umělých nádrží, podél řek i v močálovitých terénech a zátopových územích. Nejčastěji se objevuje do 400 m. n. m., odkud je známo 93,5 % pozorování. V přírodě má status nežádoucího druhu a v myslivecké legislativě status zavlečeného druhu, který lze za stanovených podmínek lovit (Anděra & Gaisler, 2019).

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

Poprvé byla v Evropě vypuštěná ve středních Čechách u Dobříše v letech 1905-1906. Od roku 1913 osídlila velkou část Čech a následně i více méně celé území odpovídající jejím stanovištním nárokům (Anděra & Gaisler, 2019). Z území naší republiky se poté šířila po celé Evropě. Po roce 1950 obsadila 60,8 % území ČR. V roce 2000 však byl zjištěn úbytek na pouhých 32,8 %. Zmizela především z výše položených a lesnatých oblastí (Anděra & Gaisler, 2019). Vyhovuje jí prostředí se středně velkými a menšími rybníky, mělké nádrže s mokřadním rostlinstvem (zejména rákosem a orobinci), slepá ramena řek či bažiny. Pro její trvalý výskyt jsou optimální polohy do 600 m n. m., ve kterých se vyskytuje 97,8 % naší populace. V posledních desetiletích je považována za spíše ubývající druh, i když počet lokalit, na kterých byla hlášena v roce 2005 je dokonce mírně vyšší než v období 1991-1992. Úbytek však dosahuje až o 90 % oproti 70. letům 20. století. Populační propad je vysvětlován cíleným lovem a změnami prostředí (např. úbytek vodních ploch, regulace břehu). Dalším předpokládaným důvodem poklesu ondatery je zvýšená predace norkem americkým (Anděra & Gaisler, 2019).

Plch velký (*Glis glis*)

První literární zprávy o jeho výskytu pochází z konce 18. století. Během období 1950-2011 byl plch detekován ve 137 mapovacích čtvercích (Anděra, 2011). V letech 2015 a 2016 proběhlo nové mapování, které přineslo více než 360 pozorování ve 192 čtvercích (Adamík & Král, 2008). Ve výskytu jsou pak značné regionální rozdíly. Zatímco někde je poměrně běžný (Děčínská vrchovina nebo podhůří Krušných hor), jinde se vyskytuje sporadicky a v mnoha oblastech zcela chybí (například na jižní Moravě, na většině území jižních Čech nebo na Českomoravské vrchovině). Celkově se vyskytuje na 32,5 % území ČR s 500 zaznamenanými lokalitami do nadmořské výšky 1200 metrů. Těžiště výskytu je ve středních polohách 200-400 m n. m., ve kterých se vyskytuje 56 % naší populace. Ve větším rozmezí 200-600 m n. m. je to pak dokonce 83 % (Anděra & Gaisler, 2019). Biotopově jde o druh s vazbou na enklávy starých listnatých lesů (převážně bučin) v geomorfologicky členitých územích s kvádrovými pískovci či skalními výchozy (Anděra & Beneš, 2001).

Plšík lískový (*Muscardinus avellanarius*)

Nejstarší záznam je z konce 18. století. Výskyt na našem území je mozaikovitý ve středních a nižších polohách. Rozšíření se dobře shoduje s lesnatostí našeho území, když se celkově vyskytuje na 60,8 % území ČR. Vyskytuje se v rozmezí 140-1400 m n. m. a to nejvíce v rozmezí 400-800 m n. m., kde najdeme 55,6 % lokalit. Na našem území je celoplošně vázán hlavně na lesní prostředí. Většinou obývá horské, podhorské a vrchovinné oblasti (Anděra & Gaisler, 2019). Vyskytuje se hlavně v listnatých a smíšených lesích. Zaznamenan byl ale také v parcích, zahradách, na mýtinách, v křovinatých stráních a remízkách. Je znám svým soumrákným a nočním způsobem života. Den tráví v úkrytu, a proto uniká pozornosti člověka, i když není tolik vzácný (Lemberk, 2001).

Pravidelný celoplošný monitoring plšíka lískového je v našich podmínkách bohužel nereálný, především proto, že neexistuje žádná jednoznačně spolehlivá metoda zjištění a prokázání výskytu. Hlavní metodou monitoringu tak je příležitostný sběr dat, který není dostatečně efektivní (Anděra, 2006).

Sysel obecný (*Citellus citellus*)

Je teplomilný druh obývající kulturní step nižších a středních poloh. Je velmi citlivý na současný způsob zemědělského hospodaření (Lemberk, 2001). Biotopově preferuje krátkostébelné stepy a člověkem pravidelně udržované (sečené) plochy jako jsou tábořiště, letiště, golfová hřiště, travnatá parkoviště a kosené louky (Cepáková & Hulová, 2002). První písemné zprávy z našeho území se datují do 16.-17. století. Do 50. let 20. století se běžně vyskytoval v bezlesých nížinách, pahorkatinách i vrchovinách na velké části území České republiky a byl považován za polního škůdce. Kritický úbytek druhu (areálový i populační) proběhl v 60. – 70. letech 20. století (Anděra et al., 2004). Za hlavní příčinu mizení sysla se všeobecně považuje přechod k velkoplošnému způsobu zemědělského hospodaření a s ním spojená unifikace (a případně i chemizace) kulturní zemědělské krajiny. Předpokládá se, že fragmentace ekotonových stanovišť (např. úhory a meze) vyústila v silně mozaikovitý výskyt syslů, ztrátu kontaktů mezi koloniemi a následné vymírání většiny populací. Velkou roli hrála i ztráta krátkostébelných trávníků (Hulová & Sedláček, 2008). Výskyt sysla v roce 2004 byl přibližně na 4 % našeho území. Jelikož se ale na některých lokalitách od roku 2002 kontrola neuskutečnila, tak počet mohl být reálně vyšší i nižší (Anděra et al., 2004). V roce 2008 byl zaznamenán pouze na 35 lokalitách a v roce 2017 bylo potvrzeno 37 lokalit s celkově 5600 ex. V současnosti se vyskytuje především na jižní Moravě. Celkový souhrn všech historicky známých lokalit je 600, což je 40,4 % území ČR. V současnosti jde však pouze o 4,8 % (Anděra & Gaisler, 2019; Lemberk, 2001).

Veverka obecná (*Sciurus vulgaris*)

Je druh rozšířený ve všech typech lesů od nížin po hory. Řadí se též mezi běžné a městskému prostředí dobře adaptované druhy (Anděra & Gaisler, 2019; Anděra, 2016). Výskyt do roku 2004 byl na základě sbírkových materiálů a publikovaných i nepublikovaných údajů potvrzen na 63,1 % území ČR (Anděra et al., 2004). Její početnost přitom není rozšířena rovnoměrně a závisí na potravní nabídce a typu porostů. Zatímco v některých oblastech (např. Kutná Hora, Lichnice, Kaňkovy hory) je hojná (Anděra & Gaisler, 2019), jinde (např. Střemošická stráž v lesích severně od Hlinska) je její výskyt hodnocen jako roztroušený (Lemberk, 2001). Celkově se v ČR vyskytuje na 93,2 % území. Chybí pouze v oblastech souvislého bezlesí. Přesto se zřejmě velikost její populace i genetická variabilita snížila, což je způsobeno především fragmentací odlesňování (Bartáková, 2007).

Zajíc polní (*Lepus europaeus*)

Vyhledává členitou kulturní krajinu, v níž se zemědělské plodiny střídají s travnatými plochami, lesíky a křovinami. Zdržuje se na polích, loukách, úhorech, mezích, stráních a ve větrolamech, případně v sadech. Vyhovují mu i okraje lesů, hlouběji do souvislých porostů se vydává zřídka. Občas se objeví i na netypických stanovištích, např. na rašeliništích. Jde o druh, který přivykl životu v kulturní krajině. Těžiště výskytu je v pahorkatinách a vrchovinách. Běžně proniká též z agrární krajiny při okrajích velkoměsta do předměstských částí (parků, lesů, lesoparků, vilových čtvrtí apod.) i okrajových sídlišť s rozvolněnými plochami zeleně (Anděra, 2016). Populačního vrcholu bylo u zajíce polního dosaženo v první polovině 70. let 20. století a poté nastal propad až na pětinovou úroveň. Aktuální rozšíření je plošné. Zajíc byl zjištěn na více než 6000 lokalitách, což činí 92,7 % území ČR (Anděra & Gaisler, 2019). Početnost však stále nedosáhla maxima ze 70. let 20. století, kdy přemnožení hraboši, mechanizace i chemizace zemědělství, ničení přirozených remízků, křovin, travin a rákosin negativně ovlivnily početnost zajíců (Anděl et al., 2011). Svou roli sehrálo též špatné myslivecké plánování (Krupková, 2020). V roce 1979 musel být lov zajíců zastaven. V dnešní době se situace zlepšuje, ale populace se stále zcela nevzpamatovala (Anděra & Horáček, 2005).

Králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*)

Předpokládá se, že do Čech se králík divoký poprvé dostal v době klášterní kolonizace ve druhé polovině 12. století. V druhé polovině 19. století se stal pravidelně lovenou zvěří s postupně se zvyšující početností (Anděra & Červený, 2008). Na rychlé expanzi nepůvodního druhu se vedle výsadek mohly příznivě projevit také změny v charakteru krajiny (postupující dolesňování), jiný systém mysliveckého obhospodařování honiteb (změna honebního práva po roce 1848 vedoucí ke vzniku poměrně malých revírů) i nové agrotechnické postupy (např. větší zavádění ozimých kultur, které vylepšovaly potravní nabídku i během nepříznivého zimního období), jak popisují Bauer (2001). Pro kulminaci nákazy myxomatózou v letech 1955-1956 a vliv pozdějších virových infekcí (zejména králičí mor) však na počátku 2. poloviny minulého století klesly úlovky (a zřejmě i reálný počet) zhruba na desetinu stavů z předválečných let. Z tehdejšího téměř souvislého rozšíření, tak zůstal jen ostrůvkovitý výskyt. Celkově je z 50. let znám z podstatné části nižších poloh ČR (do 600 m n. m.). V 70. letech 20. století se ještě vyskytoval na většině území ČR (82,3 %), ale úbytek v početnosti byl opravdu znatelný

(Anděra & Gaisler, 2019). Z řady pravidelně obsazovaných lokalit pak dále vymizel v průběhu 80. let 20. století (Lemberk, 2001). V letech 2005-2006 bylo již obsazeno jen asi 30,6% území ČR. V roce 2010 bylo zaznamenáno pouze 41 lokalitách pokrývajících 4,9% území ČR. Oproti dřívějšímu se jeho výskyt více koncentruje do míst pod 400 m n. m.), kde najdeme 87,5 % všech současných lokalit (Anděra & Gaisler, 2012). Největší populace přitom jsou v níže položených regionech Čech a na střední i jižní Moravě. Aktuální stav se ale v posledních letech mění směrem nahoru (Anděra & Gaisler, 2019).

Los evropský (*Alces alces*)

Jde o severský druh vyskytující se v lesích, který má na území ČR stálou populaci pouze v jižních Čechách. Jedná se o našeho největšího volně žijícího savce. Ve středověku byl vyhuben a k přirozené obnově jeho výskytu došlo ve 2. polovině 20. století v důsledku dobré prosperity v polských rezervacích (Borowik et al., 2018; Tomek, 1977). Zpočátku (mezi lety 1957-1966) k nám přicházeli sporadicky a na krátkou dobu převážně mladí potulující se samci (Červený et al., 2005). Od roku 1974, kdy bylo na Jindřichohradecku zjištěno narození prvního mláděte (Homolka et al., 1998) lze losa opět považovat za trvalou součást fauny savců ČR. Zhruba po roce 1985 se dočasně zformovaly další mikropopulace (Anděra & Hanzal, 1995) v lesnatých územích na severovýchodě Nymburska (okolí Dymokur a Rožďalovic), severně od Tábora (Milevsko – Jistebnice – Sudoměřice u Tábora) a na Bechyňsku (Opařany – Borkovice, Černínská obora). V současné době se stálý výskyt losů soustřeďuje v pohraniční jihovýchodní části Šumavy na pravém břehu vodní nádrže Lipno, odkud jednotlivě zabíhají nejen na levý břeh do okolí Frymburku a západním směrem k hranicím, ale i na sever více do vnitrozemí. V celkovém souhrnu se los v uplynulých šedesáti letech dočasně objevil jako migrující nebo krátkodobě se vyskytující druh zhruba na více než třetině našeho území. Aktuální bilance stálého výskytu (od roku 2010) registruje pokrytí s trvalým výskytem na 0,8 až 1 % území ČR s přibližně 30 až 35 jedinci. Výskyt losů se obvykle váže na souvisleji zalesněnou krajinu s dostatkem mokřadů, bažin nebo oblastí s vodními plochami. Migrující jedinci se ovšem objevují i v prostředí netypickém (Anděra & Červený, 2009b). Celkové rozpětí nadmořské výšky všech pozorování se uvádí v rozmezí 160-1210 m n. m. Přes značnou velikost však žijí losi velmi skrytě a přesné údaje o jejich počtech chybějí (Anděra & Gaisler, 2019).

Daněk evropský (*Dama dama*)

Jde o druh, jehož současný areál je výsledkem mysliveckého hospodaření. Jeho původní areál není přesně známý, ale předpokládá se, že pochází z postglaciálních refugií v Malé Asii a ve východním Středomoří (Heidemann, 1986). Odtud se dostal do velké části Evropy (Long, 2003). Jedná se o dlouhodobě aklimatizovaný druh lovné zvěře vyskytující se na velké části našeho území. První nepřímá zmínka pochází z roku 1393, konkrétnější zprávy o zakládání obor začínají od 15. století a v polovině 16. století už byl velmi oblíbenou zvěří (Vala & Zabloudil, 2008). Ještě do první poloviny 20. století se na daňky pohlíželo jako na zvěř čistě odborní. Počátky volně žijící populace spadají až do období po 2. světové válce, kdy daňkové unikali z poškozených obor do volné přírody. Jejich početní stavy se zprvu zvyšovaly zvolna, výraznější zlom přinesl až počátek 80. let 20. století, kdy byli živelně vypouštěni na nových lokalitách (Klusák, 2006). Od počátku 21. století se daněk vyskytuje nesouvisle na třetině až polovině našeho území v několika menších či větších populacích. Nevyskytuje se v území s nízkou lesnatostí a ve vyšších polohách. Výskyt je zaznamenán minimálně na 32 % území ČR, z toho na 3,6 % jde o výskyt stálý. Zmapování reálného obrazu výskytu druhu komplikují časté úniky jednotlivých zvířat či stád z četných chovných zařízení.

Ekologicky je relativně přizpůsobivý rozmanitým podmínkám, nicméně přednostně obývá řídké či nesouvislé listnaté a smíšené lesy s převahou dubů, bohatším podrostem a se zhruba čtvrtinovým podílem bezlesí (Červený et al., 2004a; Anděra, 2006). Důležitým faktorem je i nadmořská výška, neboť téměř 91 % výskytu se soustřeďuje do středních poloh ve 200-600 m. n. m. a nejvýše zaznamenaný výskyt (750-800 m. n. m.) je z Doupovských hor, Krušných hor a Českého středohoří.

U daňka evropského byly až do konce 70. let 20. století meziroční přírůstky úlovků relativně nízké a odstřel nepřesahoval 2000 ks/rok. Záměrné zazvěřování našich honiteb tímto druhem na počátku 80. let však nastartovalo populační zvrat a úlovky s občasnými výkyvy exponenciálně narůstaly až na současných 17 000 ks/rok (Anděra & Gaisler, 2019).

Sika (*Cervus nippon*)

Počátky chovu siky u nás spadají do konce 19. století. Poprvé se dostal do poděbradské obory v roce 1890 a záhy poté i do dalších chovů. Volně žijící populace vznikly po zrušení či zániku některých obor v 1. polovině 20. století. Jde především o Manětínsko, Jaroměřicko a Mohelnicko (Andreska & Andresková, 1993). Stálý výskyt siky se soustřeďuje do západních Čech, odkud zasahuje přes Plzeňskou pahorkatinu do Křivoklátské vrchoviny a zřejmě i Brd. Menší populace se drží i v Ralské pahorkatině a na Moravě v Zábřežské vrchovině, a rovněž na jihu v Jevišovické pahorkatině. Z těchto území zabíhají jednotlivá zvířata či stáda do širokého okolí. V jiných oblastech ČR se objevuje zřídka (Červený et al., 2004b). Výskyt od počátku 21. století pokrývá minimálně 15,3 % území ČR, z toho u 10 % jde o výskyt trvalého charakteru. Jde tak o největší kontinentální populaci v Evropě (Anděra & Gaisler, 2019).

Ekologicky není náročný na prostředí a přizpůsobí se různým podmínkám. Nejvíce vyhledává rozvolněné listnaté a smíšené lesy prostoupené zemědělskými plochami. Běžně se však drží i v podhorských jehličnatých lesích nebo v rozsáhlých oblastech bezlesí s porosty křovin (Anděra & Gaisler, 2019). Z mysliveckých dat vychází, že v letech 1966-1970 činil roční průměr 353 odlovených kusů. Od roku 1984 se začaly statistiky odstřelu zvyšovat (Anděra & Hanzal, 1995). To nejspíše díky intenzivnějšímu lovu vyvolaného narůstajícími neúnosnými škodami na lesních porostech (Janda, 2007). V období let 2005-2006 se úlovky celostátně pohybovali přes 7600 kusů/rok (Dvořák & Kamler, 2006).

Srnec obecný (*Capreolus capreolus*)

Původně spíše lesního druh, u něhož se narůstající početní stavy během druhé poloviny 20. století se odrazily na vzniku polních populací (Andreska & Andresková, 1993). Statistika úlovků srnce obecného měla zhruba do přelomu století rovněž dlouhodobě vzrůstající trend. V posledních čtyřiceti letech (1974-2014) se odlov pohybuje s průměrem okolo 101 tisíc ks/rok, což je mnohem více než průměr v letech 1874-1914, který vycházel na 25,6 tisíc kusů/rok (myslivost.cz). Nižší úlovky v minulosti souvisely s nižší početností populace srnce nebo pytláctvím (Anděra & Horáček, 2005). Celkově dnes obývá širokou škálu biotopů od agrocenóz po souvisle zalesněné horské oblasti. Nejvíce mu vyhovuje členitá krajina, v níž se lesní porosty prolínají s otevřenými plochami, případně bezlesá území s vysokým podílem rozptýlené zeleně (Červený et al., 2003). V zemědělských oblastech žije po většinu roku na polích ve stádech, samotářsky obývá výše položené oblasti lesů (Anděra & Červený, 2003b). Hypsometrické

rozvrstvení výskytu ukazuje na preferenci středních poloh, neboť více než čtyři pětiny zaznamenaných lokalit (84,5 %) spadají do rozmezí 200-600 m n. m. Současná přítomnost druhu je hlášena z 98,1% území ČR (Anděra & Gaisler, 2019).

Jelen evropský (*Cervus elaphus*)

Znám již od středověku. Na přelomu 18. a 19. století došlo k výraznému snížení nebo dokonce vyhubení některých populací. Příčinou úbytku až vymizení z některých území bylo rychle postupující odlesňování. Při pozdějším opětovném zazvěřování, na Šumavě například počátkem 80. let 19. století (Andreska & Andresková, 1993), byly často využívány importy z nejrůznějšího míst areálu druhu, což mohlo mít negativní vliv na genofond původní populace (Anděra & Červený, 2009b). Těžiště současného rozšíření leží v pohraničních horách, v podhůří, v lesnatějších regionech zasahuje i do přilehlých pahorkatin či vrchovin (např. Ralská pahorkatina, Zábřežská vrchovina). Ve vnitrozemí se trvale drží v Křivoklátské a Brdské vrchovině a v některých partiích Českomoravské i Dražanské vrchoviny. Mimo to je chován v desítkách obor. Výskyt druhu pokrývá zhruba 60 % území ČR, na stálý výskyt pak připadá zhruba 41,4 % (Anděra & Gaisler, 2019). Statistiky lovu vykazují dlouhodobě rovnoměrnou vzestupnou tendenci. Dosažený průměr ročních úlovků za posledních 5 let je okolo 22 117 kusů, což je třikrát více než v letech 1966-1970 a více jak sedmkrát více než v období let 1924-1929, kdy se lovilo ročně pouze 1800-3000 kusů. Aktuálně jej však ohrožuje genetickou integritu našich populací spontánní hybridizace s volně žijícím sikou. (Anděra & Gaisler, 2019).

Jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*)

Jedná se o nepůvodní druh. První jedinci byli dovezeni v roce 1853 do středních Čech. Nynější populace pochází z pozdějšího importu do obory u východočeského Opočna v roce 1884. Odtud byli jelenci pro nevalné výsledky chovu převezeni na Dobříšsko (1893) a po doplnění stavů (1896, 1906) vytvořili životaschopnou populaci, která se po zániku obor ve 20. letech 20. století rozšířila do volné přírody (Anděra & Červený, 2009b). V současnosti se nehojný výskyt druhu koncentruje do oblasti Brd mezi Hřebeny a Rožmitálskem (Mařík, 1999). Druhou oblastí výskytu je Jičínsko, kde nezabezpečená obora Holovousy (od roku 1965) dala vzniknout dnes již zbytkové populaci v zalesněné oblasti Hořického chlumu mezi Hořicemi a Mlázovicemi

(Hrnčíř, 1999). Na Moravě a ve Slezsku byli koncem 90. let dovezeni do několika obor, avšak udrželi se pouze u Fryčovic na Novojičínsku (Anděra & Hanzal, 1995). Do budoucna lze očekávat další sporadické výskyty jelenců mimo oblast souvislého rozšíření s tím, jak budou přibývat nové chovy. Současné rozšíření (po roce 2000) zahrnuje 4 % území ČR, z čehož stálý výskyt připadá na 0,8 %. Ekologické nároky způsobují, že se zdržuje v lesnaté, mírně zvlhčené krajině, prostoupené až z jedné třetiny vlhčími loukami. Dostupné údaje o početnosti jsou nepřehledné, neboť zahrnují dohromady jedince z obor i velné přírody. Brdská populace dosáhla prvního maxima ve 30. letech minulého století (240-250 ex.), po 2. světové válce stavy klesly na 19 ex. a následně se zvyšovaly jen zvolna (63 ex. v roce 1956). Ve zlomovém roce 1988 se celkový počet zastavil na 301 ex. a následně začal opět klesat na současných pár desítek jedinců (Anděra & Gaisler, 2019).

Kamzík obecný (*Rupicapra rupicapra*)

Jedná se o nepůvodní myslivecky využívaný druh s regionálním výskytem a bez výraznějších chovatelských úspěchů. První jedinci byli převezeni z Alp do severních Čech a Hrubého Jeseníku (1907-1918), kde před vypuštěním do přírody strávili krátkou dobu v aklimatizačních obůrkách (Mlčoušek, 2003; Tůma, 2007). Jeho přítomnost je z ochranného hlediska problematická, zvláště v subalpínských ekosystémech CHKO Hrubý Jeseník (Anděra & Červený, 2009b). Zatímco v předválečném období žilo v Lužických horách okolo 100 kamzíků, do počátku 21. století se populace rozrostla na zhruba 230 ex. Zvýšením odstřelu se podařilo počet o pětinu snížit. Za optimální populaci se přitom považuje přibližně 140 ex (Vaca, 2007). V Jeseníkách současnou populaci kamzíků najdeme hlavně v prostoru masivu Pradědu, odkud jednotlivě a nepravidelně zabíhají severozápadním směrem až na Králický Sněžník. Z počtu asi 300 kusů v 60. letech 20. století se zde během dalších 30 let stavy zvedly až na téměř 800 kusů (neoficiálně přes 1000 kusů). Na přelomu století se správě CHKO sice na čas podařilo prosadit redukci stavů na zhruba 200 kusů, avšak v současné době je populace až dvojnásobná (Anděra & Gaisler, 2019). Občas se pak na různých místech našeho území objevují jedinci nejistého původu. Jedná se nejspíše o zvířata uniklá ze zajetí (Anděra & Hanzal, 1995). Proběhly také neúspěšné pokusy o vysazení na Křivoklátsku v 18. století, v Krkonoších v 19. století a po 2. světové válce na Liberecku, Karlovarsku a v Lánské oboře (Andreska & Andresková, 1993). Současný výskyt druhu lze předpokládat nejvýše na 1,9 % území ČR, stálý výskyt se nejspíš vztahuje pouze k 0,3 % (Anděra & Gaisler, 2019).

Muflon (*Ovis musimon*)

Muflon je nepůvodní a dobře aklimatizovaný druh lovné zvěře. O počátcích chovu muflona na našem území jsou nepřesné údaje. První prokazatelný import do obory u Hluboké nad Vltavou se uskutečnil v roce 1803 (Andreska, 2005). Ve druhé polovině 19. století zakládání obor pokračovalo. S vysazováním jedinců do volné přírody se začalo v prvních desetiletích 20. století. Těžiště stávajícího výskytu leží v severních, západních, jihozápadních a severovýchodních Čechách. Dále je muflon znám z jižní poloviny Českomoravské vrchoviny, střední Moravy, Nízkého Jeseníku a severozápadu Slezska. Jinde je jeho výskyt nesouvislý nebo nepravidelný. Zcela pak chybí ve vyšších polohách hor, v bezlesých partiích většiny nížin a v jihočeských pánvích (Anděra & Červený, 2009). Současný výskyt je známý na 32,6 % území ČR, z toho jako stálý druh obývá 31,2 % (Anděra & Gaisler, 2019). Počty mysliveckých úlovků zprvu narůstaly zvolna a po krátkém období strmého růstu v 80. letech zůstávají dnes s menšími či většími výkyvy na přibližně stejné úrovni (Anděra & Hanzal, 1995). Srovnání průměrných hodnot z počátku (1966-1970) a konce monitorovacího období (2005-2009) tak ukazuje „pouze“ osminásobný nárůst produkce (Anděra & Gaisler, 2019).

8. Diskuze

8.1. Masožravci v ČR

Nešťastným faktem spojeným s určováním početních stavů velké části savců je, že jsme často odkázáni pouze na statistiky z lovů. Což je problém, protože myslivecké statistiky jsou často nadhodnocené, nebo postavené na dlouhodobě neměnných odhadech. Například u hranostaje a kolčavy se od 70. let 20. století postrádají jakékoli přesnější údaje, když dlouho byly hlášeny jen symbolicky desítky či stovky kusů. Od roku 2002 se pak ve výkazech neobjevují vůbec. Pro několik dalších druhů jsou k dispozici více či méně objektivní údaje o početnosti, které byly získány jejich reálným sledováním v přírodě. To se týká především velkých šelem, jejichž monitoring stále probíhá (Anděra & Gaisler, 2019). Přesto můžeme nyní u masožravců (a v následující podkapitole také u býložravců) diskutovat o následujících skutečnostech.

Přibývajícími masožravci jsou v tomto století norek americký, kočka divoká, liška obecná, šakal obecný, vlk obecný a vydra říční (Anděra & Gaisler, 2019). U některých z nich přitom nacházím určité spojitosti, které nám mohou jejich úspěšnost objasnit.

Část těchto druhů jsou oportunisté (liška obecná), mezi nimiž nacházíme i invazní druhy (norek americký). Oportunistické chování totiž umožňuje jedincům se specializovat na výhodnou kořist nebo lovit více druhů v závislosti na konkrétní nabídce v daném prostředí (Poledníková et al., 2018).

Například norek americký je nenáročný na stav prostředí. Je sice vázán hlavně na okolí vod, dokáže ale velmi dobře překonávat překážky na toku a dobře šplhá po vegetaci i prudkých svazích. Zároveň má vysoký reprodukční potenciál. Samice sice rodí jednou ročně, jenže ve vrhu může mít až 9 mláďat. Norek americký dokáže navíc lovit pro vylepšení svých loveckých schopností (nejen pro nutnost shánět potravu), čímž může ovlivnit řadu druhů představujících jeho kořist (Poledníková et al., 2018). Zároveň k jeho šíření přispěla i schopnost zdatně konkurovat druhům fungujícím na stejné biologické nise (viz níže), jako jsou vydra říční a norek evropský (*Mustela lutreola*). U obou těchto druhů navíc docházelo k snižování početních stavů i před šířením norka, tudíž se u mnoha vodních toků a nádrží v té době uvolnil prostor pro nový druh (Anděra, 2011).

V případech kočky divoké, vlka obecného a vydry říční měla velká vliv ochrana přírody, jež je často zaměřená přímo na daný druh (Anděra & Červený, 2009a). Velkou roli přitom hraje

zákaz lovu a u vydry i vlka celorepublikový plán péče, který umožňuje čerpat finanční náhrady za škody způsobené těmito zvířaty (Kutal & Suchomel, 2014). Svou roli též hraje činnost nestátních organizací (viz níže), jež se vedle ochrany zaměřují také na monitoring. Právě aktivní monitoring s využitím nových technologií (např. fotopasti) nám přináší řadu údajů, o něž bychom jinak pravděpodobně přišli. Týká se to přitom jak vlků a rysů, tak i kočky divoké, která je skrytě žijícím druhem hustých lesů, takže bez využití fotopastí často uniká pozornosti (Kutal et al., 2017). Nová zjištění v jejím případě tak mohou být způsobena jak šířením, tak skutečností, že před použitím technologií ji nebylo možné najít. U vydry vedle zmiňované ochrany navíc pomohla také reintrodukce (Šusta 2005) a zvýšená čistota vodních biotopů (Kolibáč, 2019). Přetrvávajícím rizikovým faktorem pro vydru je však nezákonný lov (pytláctví) a úmrtnost způsobovaná dopravou (Větrovcová et al., 2011).

Šakal obecný je zase zástupcem samovolně se šířících druhů (Šeplavý et al., 2018). V posledních desetiletích tato šelma rozšiřuje svůj areál na severozápad a její populace stoupají nebo se nově objevují ve většině evropských zemích (Anděra & Gaisler, 2019). Jelikož však jde o poměrně novou událost, je dlouhodobá predikce dalšího vývoje poměrně těžká, byť se v nejbližších letech jistě dočkáme dalších nálezů z nových lokalit (Forejtek et al., 2011).

Silně ubývající druhy masožravců jsou tchoř stepní a tchoř tmavý. K úbytku přispívá především ztráta či změna biotopů spojená s neschopností rychlé a vhodné adaptace, nárůst predátorů nebo konkurentů (nových i stálých), a vliv člověk (lov, pytláctví, vyhubení).

Tchoř světlý je přitom nejvíce ohroženým masožravcem naší krajiny. Jeho úbytek bývá někdy dáván do souvislosti s vymizením syslů a křečků jakožto hlavního zdroje potravy (Kratochvíl, 1962). Dalším faktorem, jenž hraje klíčovou roli, jsou výrazné změny v krajině, k nimž dochází v důsledku intenzivního velkoplošného zemědělství. Výrazně se totiž zmenšil počet možných biotopů (např. mokřady) vhodných pro život tohoto druhu (Baghli & Verhagen, 2003). Vzhledem k jeho možné záměně s tchořem tmavým nebo fretkou je však třeba brát řadu dřívějších údajů o výskytu druhu s rezervou. Přesto však k výraznému úbytku jistě došlo (viz výsledky).

Přesné příčiny populačního poklesu tchoře tmavého nejsou známy, ale předpokládá se, že k tomu přispívá ohrožení silniční dopravou a lovem (Bright, 2000). Svou roli hraje také omezování kompetic s jinými druhy lasicovitých šelem (Baghli & Vergagen, 2003). Dále je zde navíc problémem i velmi malá znalost skutečné početnosti, kvůli níž je tchoř tmavý v Červeném seznamu ČR veden jako druh s nedostatkem údajů (Chobot & Němec, 2017).

Mírně ubývajícími druhy jsou zřejmě lasice hranostaj a kolčava, u nichž však narážíme na výše uvedená chybějící a nepřesná data. Nálezy z let 1990-2009 jsou však vyšší, než nálezy evidované v období 2010-2022 (Anděra, 2022). Jejich početnost přitom závisí hlavně na výskytu vhodné kořisti a u lasice kolčavy i dostatkem travnatých ploch (Zub et al., 2008; Šálek et al., 2009). Důležité tak bude vedle zachování biotopů řešit i používání rodenticidů.

8.2. Býložravci v ČR

I přes problémy s mapováním (viz výše) jsou aktuálně významně přibývajícím druhem bobr evropský, nutrie, daněk evropský a sika. Přibývání daněka evropského má na svědomí člověk, protože na počátku 80. let 20. století došlo k záměrnému zazvěrování honiteb z důvodu nízkého meziročního přírůstku. Za to sika, i když byla na území České republiky zavlečena člověkem, se šíří díky své velmi dobré adaptaci na krajinu (Anděra & Gaisler, 2019). Ačkoli už před 30 lety zazněly výzvy k zamezení nežádoucího šíření do nových oblastí a zvyšování stavů tohoto nepůvodního druhu (škody v lesích, hybridizace s jelenem evropským), nebyla tato situace nijak řešena. Sika je tak dokladem neschopnosti mysliveckého managementu dlouhodobě se vyrovnat s účinnou regulací početnosti volně žijící zvěře (Bartoš, 2008c). Podobným případem adaptace na podmínky prostředí je nutrie. U ní však nejde o zavlečení skrz myslivost, ale úniky z chovu. I v jejím případě se však nedaří vzrůstající počty regulovat. Navíc se ve srovnání se sikou šíří mnohem plošněji (Anděra & Gaisler, 2019).

Bobr evropský se do naší krajiny vrací zejména díky úspěšným reintrodukčním programům u nás i v okolních zemích. Jde tak o jednu z nejúspěšnějších reintrodukcí posledních let. Svou roli ale hraje i vyšší čistota vody a zákaz lovu spojený s úhradou škod (Anděra & Gaisler, 2019; Kostkan, 1998)

Výrazně ubývajícími druhy pak jsou nebo nedávno byli křeček polní, ondatra pižmová, syselec obecný, zajíc polní a králík divoký. Za příčinu úbytku křečka polního je často považováno rozšiřování měst a zvýšená tvorba velkých polních lánů. Kvůli tomu ztrácí tento druh prostředí s dostatečným množstvím úkrytů a půdy využitelné pro tvorbu nor. Svou roli hraje také mortalita na silnicích a cílené hubení lidmi (Anděra & Horáček, 2005). Jde přitom o druh, který ubývá dlouhodobě a největší pokles své početnosti má snad sebou, podobně jako zajíc a králík, u nichž se pokles početnosti způsobeném lovem, změnami v krajině a nemocemi podařilo výrazně zpomalit či zastavit (Anděra & Gaisler, 2019). Jedná se ale o stav, který se může snadno obrátit, takže je třeba jim stále věnovat potřebnou pozornost.

Podobné příčiny jako u křečka můžeme vidět také u sysla obecného, který je kriticky ohroženým druhem. Na něj měla také negativní dopad přeměna krajiny v důsledku změny v hospodaření v 50. letech 20. století. Vedle zcelování lánů, fragmentace ekotonových stanovišť a cíleného hubení lidmi byl též klíčový úbytek pastvy a zánik krátkostébelných trávníků, což je pro něj významný biotop. To vše vedlo v mozaikovitý výskyt syslů, ztrátu kontaktů mezi populacemi a zánik většiny z nich (Hulová & Sedláček, 2008). Pravdou je, že od počátku 21. století se stavy mírně zvyšují, předchozí pokles se však stále nedaří adekvátně nahradit a sysel je tak velmi zranitelný (Anděra & Gaisler, 2019).

Změna prostředí postihla i ondatru pižmovou. V jejím případě je ale úbytek připisován i šíření norka amerického a cílenému lovu. Protože jde o nepůvodní problematický druh (např. ničení hrází rybníků) není nutné její situaci nijak řešit (Anděra & Gaisler, 2012).

8.3. Vztahy mezi masožravci a býložravci v ČR

V případě masožravců a býložravců jde i u nás obvykle o vztah potravní, kdy je populace jednoho druhu potravou jiné populace (Klimeš et al., 2013). Setkáváme se tak se vztahy popsanými již v samostatné kapitole o interakcích. Konkrétně u nás nacházíme tyto příklady.

Podobně jako v jiných státech, také v České republice je v lesním ekosystému nenahraditelný význam velkých a zároveň i původních šelem (vlk, rys), které stojí na vrcholu potravní pyramidy. Šelmy zasahují do populací divokých kopytníků, redukují jejich počet a tím přispívají k rovnováze mezi býložravci a lesní vegetací. Tento jev byl u nás pozorován v hospodářských lesích a maloplošných rezervacích, kde je při výskytu rysa a vlka zaznamenána nižší míra poškozování lesních dřevin od kopytníků (Červený et al., 2006).

Dále se těmto šelmám daří redukovat stavy slabých, nemocných a starých jedinců, čímž je zajištěna zdravá a geneticky stabilní populace. To bylo prokázáno na Šumavě, kde výskyt velkých šelem zvýšil fyzickou zdatností zvěře, právě skrz lov slabých jedinců (Koubek & Červený, 2003). Predační tlak rysa také významně přispěl k zániku nebo omezení populací muflona, např. v Blanském lese a Želnavské hornatině (Anděra & Červený, 2009b).

V oblastech s výskytem rysa ostrovida se navíc dočasně měnila struktura populací. Zaznamenány byly vedle poklesu populační hustoty také změny v poměru pohlaví. Při výskytu predátorů se totiž v populacích objevovalo méně samic (Kolář et al., 2007).

Zajímavá interakce se pak v těchto letech nabízí u hraboše polního. Mezi faktory působící na jeho populační cyklus totiž patří (vedle velikost potravní základny, parazitů a klimatických vlivů) výskyt predátorů (Zapletal et al., 2000). Důležitým faktorem vedoucím k poklesu hrabošů tak je nárůst populací kolčavy, hranostaje, lišky, káněte nebo čápa. Problém je však v krajině, kde díky průmyslové obdělávání půdy na obrovských lánách chybí predátorům vhodná útočiště a oni tak často nedokážou adekvátně lovit. V roce 1996 bylo například rozvěšeno 2050 hnízdních budek pro dravce (poštolku, puštíka, sýčka, sovu pálenou a kalouse), avšak zvýšený počet predátorů přemnožení snížil pouze ve 3 % případů (Tkadlec, 2019).

8.4. Ochranařské priority

Mnozí živočichové jsou závislí na specifickém habitatu (např. lesy, mokřady, křoviny; Tóth et al., 2009). Například křovinná vegetace je stěžejním habitatem drobných savců. Poskytuje jim potravu a dobrý úkryt před predátory, jako je lasice kolčava, liška obecná nebo kuna skalní (Mangas et al., 2008). To se týká především zemědělské krajiny, z nichž prakticky vymizely meze, které měly podobný pozitivní vliv také na jiné živočichy. Trochu paradoxně mezi ně patří i predátoři jako je třeba tchoř stepní. Úbytek tchoře stepního totiž bývá dáván do souvislosti s vymizením křečků a sýslů (zde jde ale hlavně o ztrátu krátkostébelných travníků), kteří tvoří hlavní zdroj jeho potravy (Červený et al., 2006). Byť jde v mnoha případech o úbytek spojený s dalšími faktory (u tchoře a jeho potravy též třeba dřívější lov), je obnovení mezí základním bodem k ochraně řady druhů (Kutal et al., 2013; Šálek et al., 2009).

Dalším problémem je fakt, že je přirozené prostředí nahrazováno průmyslovou krajinou, ploty, ohradami a stavbou silnic či železnic. To často vede k rozdělení stanoviště a ke vzniku migračních bariér. Dochází tedy k tzv. fragmentaci krajiny. Ta hodně postihuje například velké šelmy a losy. Šelmy mají totiž rozsáhlá teritoria, jež je snadné hlavně liniiovými stavbami přetnout a vystavit tak tato zvířata nebezpečí kolize s dopravními prostředky. Zároveň jde o druhy, které často migrují na velké vzdálenosti (Kolář et al., 2012) a narušení migrace s těmito riziky u nich logicky vede ke snižování populací (Krajča & Kutal, 2010). Migrace je nezbytnou součástí i života losa. Speciálně naše populace je na přísunu nových jedinců z Polska značně závislá a zvýšená mortalita přicházejících jedinců může v krajním případě vést až k jejímu zániku (Anděra & Geisler, 2019). Řešením fragmentace je tvorba ekologické sítě, která zachová

propojení populací velkých savců. Konkrétně je potřeba vytvořit tzv. migrační koridory. Migračně významné území se tak využívá pro propojení pohoří a velkých krajinných celků, které slouží k dlouhodobé průchodnosti krajiny (Anděl et al., 2010). Zároveň se dnes při stavbách hlavně větších silnic a dálnic přistupuje ke tvorbě speciálních nadchodů a podchodů, které zvířatům umožňují bezpečný přesun (Kutal, 2013).

Dalším problémem je pytláctví. Tento jev je bohužel většinou těžko zaznamenanatelný, a proto bude velmi obtížné ho zcela vymýtit. Kvalitní osvěta a hrozba tvrdých trestů však zřejmě způsobuje jeho postupné snižování. Navíc, aby se předešlo zabíjení původních druhů ničících majetky a napadajících hospodářská zvířata, je poškozeným poskytována náhrada škod. Stát při ní kompenzuje škody způsobené živočichy, jako je bobr evropský, vydra říční, los evropský, medvěd hnědý, rys ostrovid a vlk obecný. Cílem tohoto projektu je právě ochrana před nelegálním odstřelem a pytláctvím u těchto chráněných živočichů (Kutal & Suchomel, 2014).

Zapomínat v této části ale nesmíme ani na invazní nepůvodní druhy. Ty se totiž dokážou mnohem rychleji adaptovat na měnící se podmínky a také využívat celé spektrum dostupných zdrojů. A to nejen zdrojů potravních, ale například i míst k páření a hnízdění (Lust et al., 2004; Miko & Hošek, 2009). Nepůvodní a invazní druhy tak ovlivňují původní druhy a jejich přirozené ekosystémy skrze predaci, potravní i habitatovou konkurenci, hybridizaci nebo šíření nových nemocí (Bonesi & Palazon, 2007). Jejich vliv je často zaznamenán jen místně nebo zůstává skryt jako jeden z mnoha faktorů způsobujících pokles populací druhů původních (Poledníková et al., 2018).

Významným příkladem je norek americký, který byl přivezen ze Severní Ameriky jako zdroj kožešiny do farmových chovů, ze kterých se dostával do volné přírody (Anděra & Gaisler, 2019). Jeho negativní vliv na celoevropskou faunu je od té doby až kritický, když likviduje jak svou potravu, tak konkurenční predátory (Poledníková et al., 2018). Klasickým příkladem je norek evropský. K jehož vyhubení u nás a na většině území Evropy došlo během 20. století (Sidorovich et al., 2008). V 21. století pak už byl zaznamenán pouze ve východní Evropě, jižní Francii a severním Španělsku. Za hlavní příčinou jeho vymizení je, vedle ztráty nebo znečištění vhodných mokřadních biotopů a poklesu hlavního zdroje potravy (rak říční), považována právě invaze norka amerického (Manas et al., 2001; Sidorovich et al., 2008).

Negativní vliv na své konkurenty mají také nepůvodní býložravci, jako je nutrie, ondatra pižmová a sika. Významný je též vliv mývala severní a psíka mývalovitého. Ti nebyli v mé práci dosud řešeni pro poměrně značné sklony k všežravosti (viz výše), jelikož ale jde o

nepůvodní druhy s velmi dobrou adaptací na nové prostředí, je nutné je nyní zmínit jako významnou hrozbu pro českou přírodu (Anděra & Gaisler, 2019).

Mýval severní je velmi dobrý ve šplhání, a proto působí velké škody na ptačích hnízdech nejen na zemi, ale i v keřích a korunách stromů, kde se krmí mláďaty nebo vybírá vejce (Koubek et al., 2013). Škodí také na polích s obilovinami nebo v sadech s ovocem, čímž působí škodu zemědělcům (Fidlerová, 2009). V místě výskytu psíka mývalovitého zase klesá populace ptáků hnízdících na zemi (Kopřiva, 2013). Psík i mýval jsou navíc hostiteli a přenašeči mnoha parazitů. U psíka byla například diagnostikována tasemnice způsobující onemocnění alveolární echinokokózu, která se přenáší i na člověka (Pavlásek & Bischof, 2011). Mýval severní i psík mývalovitý tudíž přispívají ke snižování původní populace druhů naší fauny predací, šířením chorob a parazitů (Musilová et al., 2011; Drimaj, 2018).

Řešení problematiky invazních druhů je věnována zvýšená pozornost na úrovni Evropské unie. Evropská komise na konci roku 2013 předložila návrh nařízení, který by definovalo jednotný postup členských států v boji proti invazním nepůvodním druhům. V roce 2014 byl tento návrh přijat jako Nařízení EP Rady EU č. 1143/2014 a zanedlouho byl vydán Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (Ministerstvo zemědělství, 2018). V návaznosti na legislativu EU dochází k úpravám českého práva. Byl schválen zákaz chovu nebezpečných zvířat a chovu výhradně nebo převážně za účelem získání kožešin a současné chovy tak musely být zrušeny do 31. ledna 2019 (Poledníková et al., 2018). U již se u nás vyskytujících invazních nepůvodních druhů je pak třeba přistupovat k nepřetržitému odlovu.

Pro ochranu volně žijících živočichů je navíc zřízeno několik organizací. Jednou z nejvlivnějších a nejaktivnějších nevládní organizací v ČR je hnutí DUHA. To se snaží zlepšit pohled myslivců a lesníků na velké šelmy v lesích a zabývá se také řešením pytláctví (odměny za dopadení pytláka). Díky této organizaci také vznikl projekt Vlčích a Rysích hlídek, které mapují tyto druhy na základě vyhledávání pobytových znaků a podílejí se tak na získání kvalitních údajů o jejich rozšíření (Ulmanová et al., 2017).

9. Závěr

Z výsledků v praktické části plynou následující zjištění:

- 1) V naší fauně je výrazně více býložravců než masožravců. A to v poměru 28:11.
- 2) U některých druhů není známa skutečná početnost populací. Často jsou k dispozici pouze neobjektivní a nadhodnocené statistiky z mysliveckých odhadů.
- 3) Za úbytkem některých druhů stojí především ztráta biotopů, fragmentace krajiny, výskyt nepůvodních invazních druhů a často také přímé zásahy člověka (např. lov, hubení chemickými látkami).
- 4) Za nárůstem vzácných druhů pak obvykle stojí důsledná ochrana biotopů, populací a jedinců. V některých případech (např. bobr evropský) podpořená též reintrodukcí.
- 5) Šíření některých druhů (např. šakal obecný) může být vedle změn v krajině spojeno i s celosvětovými trendy, jako je globální oteplování.
- 6) Naše příroda poskytuje vhodné podmínky pro spárkatou zvěř a některé drobné hlodavce, kteří si nalézají úkryty i na obhospodařovaných plochách (např. hraboš polní). Mezi hojně rozšířenými masožravci jsou především potravní oportunisté a druhy nenáročné na stav prostředí.
- 7) Interakce mezi oběma skupinami mohou hrát důležitou roli jak v populační dynamice, tak v poměrech pohlaví a genetické zdatnosti populací. Dobře je tento vztah u nás zdokumentován na velkých šelmách a spárkaté zvěři.

10. Literatura

- ABIGAIL, AC., VAN VALKENBURGH, B. *Beyond the sniffer: frontal sinuses in carnivora*. The Anatomical Record. 2014; 297: 2047-2064.
- ADAMÍK, P., KRÁL, M., *Climate and resource-driven long-term changes in dormice populations negatively affect hole-nesting songbirds*. Journal of Zoology. 2008; 275: 209-215.
- ALRUBAYE, HS., KOHL, KD. *Abundance and compositions of B-vitamin-producing microbes in the Mammalian gut vary based on feeding strategies*. Systems. 2021; 4: e00313-21.
- ANDĚL, P. *Význam procesu ELA při ochraně průchodnosti krajiny pro velké savce*. Ministerstvo životního prostředí. 2011; 16(4): 2-4.
- ANDĚL, P., MINÁRIKOVÁ, T., ANDREAS, M. *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Evernia, Liberec. 2010. ISBN 978-80-903787-5-9.
- ANDĚRA, M. *České názvy živočichů II. Savci (Mammalia)*. Národní muzeum, Praha. 1999; 156 pp.
- ANDĚRA, M., *Mammalia – savci*. ČSOP, Praha. 2006; 419-459.
- ANDĚRA, M. *Current distributional status of rodents in the Czech republic (Rodentia)*. Lynx. 2011; 42: 5-82.
- ANDĚRA, M. *Savci (Mammalia) Prahy*. Natura Pragensis. Praha. 2016; 3-192.
- ANDĚRA, M. *Mapa rozšíření savců v České republice*. 2022. [online, navštíveno dne 13. 11. 2022]. Dostupné z: biolib.cz.
- ANDĚRA, M., BENDA, P. *Drobní savci Přírodního parku Prokopské a Dalejské údolí, Praha (Eulipotyphla, Chiroptera, Rodentia)*. Lynx. 2010; 41: 65-81.
- ANDĚRA, M., BENEŠ, B., *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia). Část 1*. Národní muzeum, Praha. 2001; 156.
- ANDĚRA, M., BENEŠ, B. *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. Hlodavci (Rodentia). Část 2*. Národní muzeum, Praha. 2002; 116.
- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J. *Výskyt nutrie (Myocastor coypus) v České republice*. Lynx. 2003a; 34: 5-12.

- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J. *Červený seznam savců České republiky*. Příroda. 2003b; 22: 139-149.
- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J. *Změny v rozšíření králíka divokého (Oryctolagus cuniculus) na území České republiky (Lagomorpha: Leporidae)*. Lynx. 2008; 39(1): 5-23.
- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J. *Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 2. Šelmy (Carnivora)*. Národní muzeum, Praha. 2009a. 215 pp. ISBN 978-80-7036-259-4.
- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J. *Velcí savci v České republice – rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla)*. Národní muzeum, Praha. 2009b. 142 pp. ISBN 978-80-7036-2631.
- ANDĚRA, M., ČERVENÝ, J., BUFKA, L., BARTOŠOVÁ, D., KOUBEK, P. *Současné rozšíření vlka obecného (Canis lupus) v České republice*. Lynx. 2004; 35: 5-12.
- ANDĚRA, M., GAISLER, J. *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Praha: Academia. 2012; ISBN 978-80-200-2185-4.
- ANDĚRA, M., GAISLER, J. *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. 2. vyd.* Praha: ACADEMIA, 2019. 286 pp. ISBN 978-80-200-2994-2.
- ANDĚRA, M., HANZAL, V. *Atlas rozšíření savců v České republice – Předběžná verze I. Sudokopytníci (Artiodactyla), zajíci (Lagomorpha)*. Národní muzeum, Praha. 1995; 64 pp.
- ANDĚRA, M., HANZAL, V. *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. II. Šelmy (Carnivora)*. Národní muzeum, Praha. 1996; 86 pp.
- ANDĚRA, M., HORÁČEK, I. *Poznáváme naše savce. 2. doplněné vydání*. Sobotales, Praha. 2005; 327 pp. ISBN 80-86817-08-3.
- ANDĚRA, M., LEMBERK, V., ZBYTOVSKÝ, P. *Drobní savci Svitavské pahorkatiny (východní Čechy) (Eulipotyphla, chiroptera, rodentia)*. Lynx. 2010; 41: 95-143.
- ANDRESKA, J. *O vysazení muflona (Ovis musimon) v českých zemích*. Lynx n. 2005; 36: 5-8.
- ANDRESKA, J., ANDRESKOVÁ, E. *Tisíc let myslivosti*. Tina, Vimperk. 1993; 443 pp.
- BAGHLI, A., VERHAGEN, R. *The distribution and status of the polecat Mustela putorius in Luxembourg*. Mammal Rev. 2003; 33: 57-68.

- BARTÁKOVÁ, Z. *Veverka obecná (Sciurus vulgaris) v podmínkách Českomoravské vrchoviny*. Magisterská diplomová práce, Ústav pro životní prostředí PřF UK. Praha. 2007; 69 pp.
- BARTOŠ, L. *Hybridizace siky japonského a jelena lesního (I,II)*. Svět myslivosti. 2008; 9(1): 12-15, (2): 6-9.
- BAUER, K. *Wildkanichen Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Graz. 2001; 331-337.
- BONESI, L., PALAZON, S. *The American mink in Europe: Status, impacts and control*. Biological Conservation. 2007; 4: 470-483.
- BOROWIK, T., RATKIEWICZ, M., MASLANKO, W., DUDA, N., RODE, P., KOWALCZYK, R. *Living on the edge – The predicted impact of renewed hunting on moose in national parks in Poland*. Basic and Applied Ecology. 2018; 87-95.
- BRIGHT, PW. *Lessons from lean beasts: conservation biology of the mustelids*. Mammal Rev. 2000; 30(3): 217-226.
- BROCKLEHURST, N., KAMMERER, CHF., BENSON, RJ. *The origin of tetrapod herbivory: effects on local plant diversity*. The Royal Society. 2020; 1928: 20200124.
- BRYJA, J., BENEŠ, B. *The harvest mouse (Micromys minutus) in the mountains of the Czech republic*. Časopis Slezského muzea. 2001; 50: 113-116.
- BRYJA, J., HEROLDOVÁ, M., ZEJDA, J. *Effects of deforestation on structure and diversity of small mammal communities in the Moravskoslezské Beskydy (Czech republic)*. Acta Theriologica. 2002; 47(3): 295-306.
- BUFKA, L., BELOTTI, E., HEURICH, M., GAHBAUER, M. *Výsledky monitoringu rysa ostrovida v Národních parcích Šumava a Bavorský les v sezóně 2015/16*. Správa Národního parku Šumava, Bavorský les. 2016.
- CEPÁKOVÁ, E., HULOVÁ, Š. *Current distribution of the European souslik (Spermophilus citellus) in the Czech republic*. Lynx. 2002; 33: 89-103.
- CONNER, LM., MORRIS, G. *Impacts of mesopredator control on conservation of mesopredators and their prey*. Plos One. 2015; 9: e0137169.

- CORLETT, RT. *Vertebrate carnivores and predation in the oriental (indomalayan) region*. Raffles Bulletin of Zoology. 2011; 2: 325-360.
- CROOKS, KR., SOULE, ME. *Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system*. Nature. 1999; 6744: 563-566.
- ČERVENÝ, J., ANDĚRA, M., KOUBEK, P. *Co nového v naší fauně? Vyhodnocení dotazníků z let 2001-2003*. Myslivost. 2005; 53(12): 62-67
- ČERVENÝ, J., ANDĚRA, M., KOUBEK P., BUFKA, L. *Změny rozšíření našich savců na začátku 21. století*. Ochrana přírody. 2006; 61(2): 12-19.
- ČERVENÝ, J., DANISZOVÁ, K., ANDĚRA, M. *Současné změny rozšíření a početnosti norka amerického (Mustela vison) v České republice*. Česká zoologická společnost, Brno. 2007; 162 pp.
- ČERMÁK, B., BALL, DM., HOVELAND, CS., LACEFIELD, GD., FRELICH, J., HINTNAUS, J., KADLEC, J., KLIMEŠ, F., LÁD, F., MÍKA, V. *Vliv kvality krmiv na produkci a zdravotní nezávadnost mléka a masa*. Vědecko-odborná publikace, České Budějovice. 2004, 167 pp.
- ČERMÁK, P., MRKVA, R. *Možnosti posuzování početnosti sudokopytníků a jejich vlivu na dřevinnou vegetaci na příkladu NP a CHKO Šumava*. Archiv časopisu Lesnická práce. 2003; 3: 36-40.
- ČERVENÝ, J., BARTOŠOVÁ, D., ANDĚRA, M., KOUBEK, P. *Současné rozšíření medvěda hnědého (Ursus arctos) v České republice*. Lynx 2004a; 35: 19-34.
- ČERVENÝ, J., KAMLER, J., KHOLOVÁ, H., KOUBEK, P., MARTÍNKOVÁ, N. *Encyklopedie myslivosti*. Ottovo nakladatelství. Praha. 2004b; 591 pp.
- ČERVENÝ, J., KAMER, J., KHOLOVÁ, H., KOUBEK, P., MARTÍNKOVÁ, N. *Encyklopedie myslivosti*. Ottovo nakladatelství. Praha. 2003. 592 pp. ISBN 80-7181-901-8.
- ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., ANDĚRA M. *Population development and recent distribution of the lynx (Lynx lynx) in the Czech republic*. Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae, Brno. 1996: 30: 2-15.
- ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., BUFKA, L. *Velké šelmy v naší přírodě*. MŽP ČR a AOPK ČR, Praha. 1998; 32.

ČERVENÝ, J., MÁLKOVÁ, P., BUFKA, L. *Současné rozšíření bobra evropského (Castor fiber) v západních a jižních Čechách*. Lynx, Praha. 2000; 31: 13-22.

DAMOHOŘSKÝ, M., ŠEDINA, P. *Ochrana bobra evropského v českém právu*. Acta Universitatis Carolina, Praha. 2015; 61(2): 51-58. ISSN 0323-0619.

DARROCH, SAF., WEBB, AE., LONGRICH, N., BELMAKER, J. *Paleocene-Eocene evolution of beta diversity among ungulate mammals in North America*. Global Ecology and Biogeography. 2014; 23: 757-768.

DE CUYPER, A., CLAUSS, M., CARBONE, C., CODRON, C., COOLS, A., HESTA, M., JANSSENS, GPJ. *Predator size and prey size-gut capacity ratios determine kill frequency and carcass production in terrestrial carnivorous mammals*. Oikos. 2019; 128: 13-22.

DRIMAJ, J. *Psík mývalovitý a mýval severní*. Myslivost. 2018; 5: 20.

DUNGEL, J., GAISLER, J. *Atlas savců České a Slovenské republiky*. Academia, Praha. 2002; 150 pp.

DVOŘÁK, J., KAMLER, J. *Jak dál se sikou v plzeňském regionu?* Svět myslivosti. 2006; 12: 6-7.

EBRAHIM, A., MARTIN, TSH., MUMBY, PJ., OLDS, AD., TIBBETTS, IR. *Differences in diet and foraging behaviour of commercially important rabbitfish species on coral reefs in the Indian ocean*. Coral Reefs. 2020; 39: 977-88.

ELMHAGEN, B; LUDWIG, G., RUSHTON, SP., HELLE, P., LINDEN, H. *Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients*. Journal of Animal Ecology. 2010; 4: 785-794.

FEJKLOVÁ, P., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., BARTOŠOVÁ, D., BUFKA, L. *Poznámky k potravě vlka obecného (Canis lupus) v České republice*. Lynx. 2004; 35: 27-33.

FERRERO, DM., LEMON, JK., FLUEGGE, D., LIBERLES, D. *Detection and avoidance of a carnivore odor by prey*. PNAS. 2011; 27: 11235-11240.

FERNANDEZ-JALVO, Y., ANDREWS, P., DENYS, C., SESE, C., STOETZEL, E., MARIN-MONFORT, D., PESQUERO, D. *Taphonomy for taxonomists: Implications of predation in small mammal studies*. Quaternary Science Reviews. 2016; 138-157.

FIDLEROVÁ, H. *Mýval severní. Nežádoucí či invazivní druh?* Myslivost. 2009; 12: 14-15.

FLOUSEK, J., KUTAL, M., BENDA, P., KLITSCH, M., KAFKA, P., KUNA P., PAVEL, V., PUDIL M., TEJROVSKÝ, V. *Současný výskyt rysa ostrovida (Lynx lynx) a vlka obecného (Canis lupus) v širší oblasti Jeseníků*. Univerzita Palackého. Olomouc. 2014; 1-90.

FOREJTEK, P., ERNST, M., MATOUŠKOVÁ, J. *Šakal obecný (Canis aureus) – druhý dokladovaný výskyt na Moravě*. Myslivost. 2011; 3: 65.

FOX, RC., YOUZWYSHYN, GP. *New primitive carnivorans (Mammalia) from the Paleocene of Western Canada and their bearing on relationships of the order*. Journal of Vertebrates paleontology. 1994; 14: 382-404.

FURNESS, JB., COTTRELL, JJ., BRAVO, DM. *Comparative gut physiology symposium: Comparative physiology of digestion*. Journal of Animal Science. 2015; 2: 485-491.

GAISLER, J., CHYTIL, J. *Mark-recapture results and changes in bat abundance at the cave of Na Tuoldu, Czech republic*. Folia Zoologica. 2002; 50(1): 1-10.

GE, RL., Cai, QL., SHEN, YY., SAN, A., MA, L., ZHANG, Y., YI, X., CHEN, Y., YANG, LF., HUANG, Y. *Draft genome sequence of the Tibetan antelope*. Nature Communications. 2013; 1858.

GRADSTEIN, FM., OGG, JG., SCHMITZ, MD., OGG, GM. *The geologic time scale*. Elsevier, Boston. 2012; 115-126.

GREENVILLE, AC., WARDLE, GM., TAMAYO, B., DICKMAN, CR. *Bottom-up and top-down processes interact to modify interguild interactions in resource-pulse environments*. Oecologia. 2014; 4: 1349-1358.

GRESSLEY, TF., HALL, MB., ARMENTANO, LE. *Ruminant nutrition symposium: Productivity, digestion, and health responses to hindgut acidosis in ruminants*. J. Anim. Ecol. 2011; 4: 1120-1130.

GRIFFIN, K., HEBBLEWHITE, M., ROBINSON, H., ZAGER, P., BARBER-MEYER, S., CHRISTIANSON, D., CREEL, S., HARRIS, N., HURLEY, M., JACKSON, D., JOHNSON, B., MYERS, W., RAITHEL, J., SCHLEGEL, M., SMITH, B., WHITE, C., WHITE, P. *Neonatal mortality of elk driven by climate, predator phenology and predator community composition*. J. Anim. Ecol., 80 (2011); 1246-1257.

GROSSNICKLE, DM., WEAVER, LN., JAGER, KRK., SCHULTZ, JA. *The evolution of the anteriorly directed molar occlusion in mammals*. Zoological Journal of the Linnean Society. 2022; 2: 349-365.

HÁJKOVÁ, P. *Potravní ekologie koní v kontextu ochránářského managementu krajiny*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. 2019.

HATTON, IA., MCCANN, KS., FRYXELL, JM., DAVIES, TJ., SMERLAK, M., SINCLAIR, ARE., LOREAU, M. *The predator-prey law: Biomass scaling across terrestrial and aquatic biomes*. Science. 2015; 6252: 1070.

HEAD, JJ., GUNNELL, GF., HOLROYD, PA., HUTCHISON, JH., CIOCHON, RL. *Giant lizards occupied herbivorous mammalian ecospace during the Paleogene greenhouse in Southeast Asia*. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences. 2013; 1763: 20130665.

HECKER, N., SHARMA, V., HILLER, M. *Convergent gene losses illuminate metabolic and physiological changes in herbivores and carnivores*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2019; 8: 3036-3041.

HECKER, N., SHARMA, V., HILLER, M. *Convergent gene losses illuminate metabolis and physiological changes in herbivores and carnivores*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2021; 8: 3036-3041.

- HEIDEMANN, G. *Cervus dama* (Linnaeus, 1758). Damhirsch. 1986; 140-158.
- HEROLDOVÁ, M., BRYJA., ZEJDA, J., TKADLEC, E. *Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 2007; 120: 206-210.
- HESPELER, B. *Lišky a kuny – úspěšný lov*. Grada, Praha. 2009. 128. pp. ISBN 978-80-247-2687-8.
- HILBORN, A., PETTORELLI, N., CARO, T., KELLY, MJ., LAURENSEN, MK., DURANT, SM. *Cheetahs modify their prey handling behavior depending on risks from top predators*. Behavioral Ecology and Sociobiology. 2018; 72.
- HOMOLKA, M. *Moose (Alces alces) in the Czech republic: chances for survival in the man made landscape*. Institute of vertebrate biology. Akademie věd České republiky. Brno. 1998; 46pp.
- HRNČÍŘ, M. *Jelenec viržinský na Hořicku*. Myslivost. 1999; 47(7): 16-17.
- HUDEČEK, JJ., JAKUBEC, M. *Šakal obecný (Canis aureus) pronikl do Moravské brány*. Poodří. 2014; 2: 11.
- HUIE, JM., SUMMERS, APOD., KOLMANN, MA. *Body shape separates guilds of rheophilic herbivores (Myleinae: Serrasalminae) better than feeding morphology*. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 2017; 1.
- HULOVÁ, Š., SEDLÁČEK, F. *Population genetic structure of the European ground squirrel in the Czech Republic*. Conservation Genetics. 2008; 9: 615-625.
- CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, JDC., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H. *Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes*. Science. 2014; 346: 1517-1519.

CHOBOT, K., NĚMEC, M. *Červený seznam ohrožených druhů České republiky obratlovci*. Příroda. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 2017; ISBN 978-80-88076-46-9.

CHOW, CFY., WASSENIUS, E., DORNELAS, M., HOEY, AS. *Species differences drive spatial scaling of foraging patterns in herbivorous reef fishes*. Oikos. 2021; 12: 2217-2230.

JANDA T. *Hospodaření se zvěří jelena siky v honitbách LČR, s. p. – LZ Kladská*. Myslivost. 2007; 55(11): 14-19.

KADLEC, M. *Zajímavosti*. Myslivost. 2012; 60(6): 71.

KARASOV, WH., DOUGLAS, AE. *Comparative digestive physiology*. Comprehensive Physiology. 2013; 2: 741-783.

KAWASHIMA, T., THORINGTON, RW., BOHASKA, PW., SATO, F. *Derived muscle arrangements and their shared innervation patterns of external and internal cheek pouches in rodents*. Anatomia Histologia Embryologia. 2019; 1: 38-50.

KIDAWA, D., KOWALCZYK, R. *The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland*. Acta theriologica. 2011; 3: 209-218.

KLAR, N., FERNÁNDEZ, N., SCHADT, S., HERRMANN, M., TRINZEN, M., BUTTNER, I., NIEMITZ, C. *Habitat selection models for European wildcat conservation*. Biological Conservation. 2008; 141: 308-319.

KLIMEŠ, J., ŠIROKÝ, P., SYCHRA, O., DOLEJSKÁ, M., BÁRTOVÁ, E., LITERÁK, I., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M. *Zoologie pro bakaláře*. Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Brno. 2013. 173 pp.

KLUSÁK, K. *O daňčí zvěři*. Svět myslivosti. 2006; 7(10): 4-7.

KOLÁŘ, F., BALÁŽ, V., ČERNÁ, K., FALTEISEK, L., CHLUMSKÁ, Z. LUČANOVÁ, M., MATĚJŮ, J., PRACH, J. *Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu*. Dokořán, Praha. 2012; ISBN 978-80-7363-414-8.

KOLÁŘ, Z., DRMOTA, J., ZBOŘIL, J. *Srnčí zvěř v našich honitbách*. Grada. Praha 2007; 256 pp.

KOLIBÁČ, J. *Příroda České republiky: průvodce faunou*. 2. vyd. Academia, Praha, 2019. ISBN 978-80-200-2993-5.

KONEČNÁ, L. *Vývoj újmy působené konfliktními zvláště chráněnými druhy volně žijících živočichů v ČR*. Univerzita Karlova v Praze. 2013; 84 pp.

KORPIMAKI, E., NORRDAHL, K., RINTAJASKARI, T. *Responses of stoats and least weasels to fluctuating food abundances – is the low phase of the vole cycle due to mustelid predation*. *Oecologia*. 1991; 4: 552-561.

KOPŘIVA, J. *Psík mývalovitý – máme se čím chlubit?* *Myslivost*. 2013; 12: 16.

KOSTKAN, V. *Bobr se vrací. Deset let novodobé existence v českých zemích*. Vesmír. 1998.

KRAJČA, T., KUTAL, M. *Migrace velkých savců v Jablunkovském průsmyku*. Hnutí DUHA Olomouc. 2010. 27 pp.

KRATOCHVÍL, J. *Dvě poznámky ke znalostem o tchoři světlém v ČSSR*. *Zoologické listy*. 1962; 11: 213-226.

KOKEŠ, O. *Šelmy v jižních Čechách a jejich konec*. *Živa*. 1961; 9(2): 69-72.

KOUBEK, P., ČERVENÝ, J. *Mají velké šelmy přežít v našich honitbách?* *Myslivost*. 2003; 51(3): 12-14.

KOUBEK, P., ČERVENÝ, J. *Šakal obecný (Canis aureus) – nový druh savce v České republice*. *Lynx*. 2007; 38: 103-106.

KOUBEK P., ČERVENÝ, J., JEŽEK M. *Mýval severní – atrakce nebo zkáza?* *Svět myslivosti*. 2013; 2: 6-11.

KROJEROVÁ, J., HOMOLKA, M., BAŇAŘ, P., BARANČEKOVÁ, M., HEROLDOVÁ, M., KAMLER, J., SUCHOMEL, J. *Struktura a diverzita společenstev drobných savců na otevřených plochách v lesním prostředí*. Sborník abstraktů z konference 12.-13. února 2009, Brno. 2009.

KRUPKOVÁ, K. *Využití historických loveckých statistik pro sběr zoologických dat*. Rigorózní práce. Univerzita Karlova Praha, Praha. 2020.

KRYŠTUFEK, B., VOHRALÍK, V., ZIMA, J., ZAGORODNYUK, I. *Microtus agrestis*. IUCN. 2008. In: IUCN 2011: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. Dostupné na <http://www.iucnredlist.org>. 5. 11. 2011.

KUČEROVÁ, M., ROCHE, K., TOMAN, A. *Rozšíření vydry říční (Lutra lutra) v České republice*. Bulletin Vydra. 2001; 11: 37-39.

KUTAL, M. *Velké šelmy v českých lesích. Význam z pohledu ochrany přírody a myslivosti*. Druhé doplněné vydání. Hnutí DUHA, Olomouc. 2013; 8 pp. ISBN 978-80-904530-5-0.

KUTAL, M., BOLFÍKOVÁ ČERNÁ, B., DUĽA, M., KUTALOVÁ, L., BOJDA, M., KALAŠ, M., FLAJS, T., HRDÝ, L., DRENGUBIAK, P., NOWAK, S., MYSLAJEK R., FIGURA, M., HULVA, P. *Recentní výskyt a dynamika vlka obecného (Canis lupus) v Západních Karpatech*. Zborník z konferencie „Výskum a ochrana Malej Fatry“. Fatarský spolok. 2017; 79-83.

KUTAL, M., DUHONSKÝ, D. *Současný výskyt rysa ostrovida (Lynx lynx) a vlka obecného (Canis lupus) v širší oblasti Jeseníků*. 2014; 98-100. In: Kotal M. & Suchomel J. (eds.): *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 190 pp.

KUTAL, M., SUCHOMEL, J. *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc. 2014. ISBN 978-80-244-4072-9.

KUTAL, M., VÁŇA, M., BOJDA, M., MACHALOVÁ L. *Výskyt rysa ostrovida (Lynx lynx) v širší oblasti CHKO Beskydy v letech 2003-2012*). Acta Musei Beskidensis. 2013; 5: 121-136.

LANGER, P. *The digestive tract and life history of small mammals*. Mammal Review. 2002; 2: 107-131.

LEBLANC, JG., MILANI, C., DE GIORI, GS, SESMA, F., VAN SINDEREN, D., VENTURA, M. *Bacteria as vitamin suppliers to their host: a gut microbiota perspective*. Current Opinion in Biotechnology. 2013; 2: 160-168.

LEHKÝ, J., PRAŽÁK, O. *Návrat bobrů*. Veronica. 1998; 12 (3): 4-8.

LEHMANN, MB., FUNSTON, PJ., OWEN, CR., SLOTOW, R. *Reproductive biology of a pride of lions on Karongwe game reserve, South Africa*. African Zoology. 2008; 2: 230-236.

LEMBERK, V. *Obratlovci okresu Chrudim*. Východočeské muzeum v Pardubicích ve spolupráci se Základní organizací Českého svazu ochránců přírody č. 44/16 Chrudim „Klub ochránců SPR Habrov“. 2001. 236 pp. ISBN: 80-86046-48-6.

LONG, LJ. *Introduced mammals of the world: their history, distribution & influence*. CSIRO Publishing & CABI Publishing Collingwood and Oxon. 2003; 612 pp.

LOTKA, AJ. *The growth of mixed populations: two species competing for a common food supply*. Journal of the Washington Academy of Species. 1932; 22: 461-469.

LOUČKA, R., HAVRLANT, T. *Vlci v České krajině – zdroj sporů mezi farmáři a ochránci přírody*. Agrární komora České republiky. Praha. 2020. ISBN: 978-80-88351-15-3.

LUNDBERG, J., MOBERG, F. *Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management*. Ecosystems. 2003; 6: 87-98.

LUST, N., MUYS, B., NACHTERGALE, L. *Increase of biodiversity in homogeneous Scots pine stands by an ecologically diversified management*. Biodiversity and Conservation. 2004; 7: 240-260.

LUTTBEG, B., SCHMITZ, OJ. *Predator and prey models with flexible individual behavior and imperfect information*. Am. Na., 2000; 155, 659-683.

MALÍKOVÁ, D. *Sociální chování vlků arktických ve vybraných zoologických zahradách*. Živa 2013; 2: 94-96.

MANAS, S., CENA, JC., PALAZON, S. DOMINGO, M., WOLFINBARGER, JB., BLOOM, ME. *Aleutian mink disease parvovirus in wild riparian carnivores in Spain*. Wildlife. 2001; 37(1): 138-144.

MANGAS, JG., LOZANO, J., CABEZAS-DIAZ, S., VIRGOS, E. *The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems*. Biodiversity and Conservation. 2008; 1: 43-51.

MARIN-MONFORT, MD., GARCIA-MORATO., OLUCHA, R., YRAVEDRA, J.; PINEIRO, A., BARJA, I., ANDREWS P., FERNANDEZ-JALVO, Y. *Wild scats: Taphonomy of the predator and its micromamal prey*. Quaternary Science Reviews. 2019; 225.

MARTINCOVÁ, Z. *Spřažené oscilace hraboše polního a kolčavy*. Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci. Olomouc, 2009; 72 pp.

MAŘÍK, Z. *Současný chov jelence viržinského na lesním závodě Dobříš*. 1999; 100-108 pp.

MATOUCH, O., VITÁSEK, J., SEMERÁD, Z., MALENA, M. *Rabies-free status of the Czech republic after 15 years of oral vaccination*. MEDLINE. State veterinary institute, National reference Laboratory for rabies, Czech Republic, Revue scientifique et technique. 2007; 26(3): 577-584.

MECH, LD., BOITANI, L. *Canis lupus*. IUCN Red list of threatened species. 2008.

MEIJEROVÁ, E. *Řeč zvířat*. Grada publishing, Praha. 2019. 144 pp. ISBN 978-80271-2080-2.

MELIS, C., JEDREJEWSKA, B., APOLLONIO, M., BARTON, KA., JEDREZEJEWSKI, W., LINNELL, JDC., KOJOLA, I., KUSAK, J., ADAMIC, M., CIUTI, S., DELEHAN, I., DYKYY, I., KRAPINEC, K., MATTIOLI, L., SAGAYDAK, A., SAMCHUK, N., SCHMIDT, K., SHKVYRYA, M., SIDOROVICH, VE., ZAWADZKA, B., ZHYLA, S. *Predation has a*

greater impact in less productive environments: variation in roe deer, Capreolus capreolus, population density across Europe. Glob. Ecol. Biogeogr., 18 (2009); 724-734.

MIDDLETON, AD., KAUFFMAN, MJ. MCWHIRTER, DE, JIMENEZ, MD, COOK, RC, COOK, JG., ALBEKE, SE., SAWYER, H., WHITE, PJ. *Linking anti-predator behaviour to prey demography reveals limited risk effects of an actively hunting large carnivore.* Ecology Letters. 2013; 8: 1023-1030.

MIKO, L., HOŠEK, M. *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009.* Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 2009; 102 pp. ISBN 978-80-87051-70-2.

MINÁRIKOVÁ, T. *Tchoř stepní (Mustela eversmannii): co o něm vlastní víme?* ALKA Wildlife. 2012; 15: 90-97.

MINÁRIKOVÁ, T., POLEDNÍKOVÁ, K., BUFKA, L., BELOTTI, E., ROMPORTL, D., DIETZ, S., PAVENELLO, M., MUNNÉ, S., POLEDNÍK, L. *Výskyt středně velkých a velkých lesních savců v jižních a jihozápadních Čechách (Carnivora, Artiodactyla, Lagomorpha).* Lynx. 2015; 46: 43-64.

MLČOUŠEK, J. *Kamzíci v Jeseníkách.* SZN, Praha. 1993; 158 pp.

MLČOUŠEK, J. *Není výročí jako výročí aneb 90 let kamzíka v Jeseníkách.* Svět myslivosti. 2003; 4(6): 12-13.

MOHELSKÝ, M. *Změny v krmení přežvýkavců – co se děje v bachoru.* Myslivost. 2022; 6: 32.

MONTERROSO, P., GODINHO, R., OLIVEIRA, T., FERRERAS, P.; KELLY, MJ., MORIN, DJ., WAITS, LP., ALVES, PC., MILLS, LS. *Feeding ecological knowledge: the underutilised power of faecal DNA approaches for carnivore diet analysis.* Mammal Review. 2019; 2:97-112.

MOUNTFORT, DO., CAMPBELL, J., CLEMENTS, KD. *Hindgut fermentation in three species of marine herbivorous fish.* Applied and Environmental Microbiology. 2002; 3: 1374-1380.

MUEGGE, BD., KUCZYNSKI, J., KNIGHTS, D., CLEMENTE, JC., GONZÁLEZ, A., FONTANA, L., HENRISSAT, B., KNIGHT, R., GORDON, JI. *Diet drives convergence in gut microbiome functions across mammalian phylogeny and within humans*. Science. 2011; 332(6032): 970-974.

MUSILOVÁ, R., ALEXANDER, Š., JANOUŠEK, K. *Mýval severní – vetřelec v Poohří*. Fakulta životního prostředí ČZU v Praze. Myslivost. 2011. 12: 22.

PALACIOS, F., ANGELONEM C., ALONSO, G., REIG, S. *Morphological evidence of species differentiation within *Lepus capensis* Linnaeus, 1758 (Leporidae, Lagomorpha) in Cape province, south Africa*. Mammalian Biology. 2008; 5:358-370.

PAVELKA, J., TREZNES, K. *Příroda Valašska*. Český svaz ochránců přírody. Vsetín. 2001. 488 pp. ISBN 80-238-7892-1.

PAVLÁSEK, I., BISCHOF, J. *Psík mývalovitý – nový hostitel tasemnice měchožila větveného*. Myslivost. 2011; 2: 71-72.

POLEDNÍK, L., POLEDNÍKOVÁ, K. *Výzkum ekologie a rozšíření, návrh managementu populací a záchranných programů zvláště chráněných druhů živočichů: Ekologie norka amerického (*Mustela vison*) a návrh jeho managementu*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 2005.

POLEDNÍK, L., POLEDNÍKOVÁ, K. *Monitoring, regulace a eradikace norka amerického v České republice – metodická doporučení*. ALKA Wildlife. 2010;

POLEDNÍKOVÁ, K., POLEDNÍK, L., BERAN V. *Norek americký – opravdový nepřítel?* Živa. 2018; 282-284.

POLEDNÍK, L., POLEDNÍKOVÁ, K., HLAVÁČ, V. *Program péče o vydru říční a výsledky monitoringu vydry v roce 2006*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 2007; 62(3): 6-8.

POLEDNÍK, L., POLEDNÍKOVÁ, K., MINÁRIKOVÁ, T., ČAMLÍK, G., BERAN, V. *Výsledky monitoringu tchoře stepního (Mustela eversmanii Lesson, 1827) v letech 2012-2015.* Příroda. 2019; 39: 67-72.

POLEDNÍK L., POLEDNÍKOVÁ, K., ROCHE, M., HÁJKOVÁ, P., TOMAN, A., CULKOVÁ, M., HLAVÁČ, V., BERAN, V., NOVÁ, P., MARHOUL, P. *Záchranný program – program péče pro vydru říční (Lutra Lutra) v České republice v letech 2006-2015.* Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 2005; 109.

POSPÍŠKOVÁ, J. *Rozšíření kočky divoké (Felis silvestris) v ČR.* Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Praha. 2015. 88 pp.

POSPÍŠKOVÁ, J. *Projekt Mapování kočky divoké (Felis silvestris) v letech 2012-2015.* Příroda. 2019; 39: 3-14.

PRICE, SA., HOPKINS, SSB., SMITH, KK., ROTH, VL. *Tempo of trophic evolution and its impact on mammalian diversification.* Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2012; 18: 7008-7012.

PYŠKOVÁ, K., STORCH, D., HORÁČEK, I., KAUZÁL, O., PYŠEK, P. *Golden jackal (Canis aureus) in the Czech republic: the first record of a live animal and its long-term persistence in the colonized habitat.* ZooKeys. 2016; 641: 151-163.

RIPPLE, WJ., ESTES, JA., BESCHTA, RL., WILMERS, CC., RITCHIE, EG., HEBBLEWHITE, M., BERGER, J., ELMHAGEN, B., LETNIC, M., NELSON, MP., SCHMITZ, OJ., SMITH, DW., WALLACH, AD., WIRSING, AJ. *Status and ecological effects of the worlds largest carnivores.* Science. 2014; 6167: 15.

ROWE, KC., ACHMADI, AS., ESSELSTYN, JA. *Repeated evolution of carnivory among Indo-Australian rodents.* Evolution. 2016; 3: 653-665.

RYŠAVÁ-NOVÁKOVÁ, M., KOUBEK, P. *Feeding habits of two sympatric mustelid species, European polecat Mustela putorius and stone marten Martes foina, in the Czech republic.* Folie Zoologica 2009; 58(1): 66-75.

- SAMUELS, JX. *Cranial morphology and dietary habits of rodents*. Zoological Journal of the Linnean Society. 2009; 4: 864-888.
- SANSON, G. *Cutting food in terrestrial carnivores and herbivores*. Interface Focus, 2016; 3: 20150109.
- SIDOVORICH VE., MACDONALD, DW., PIKULIK, MM., KRUK, H. *Individual feeding specialization in the European mink, *Mustela lutreola* and the American mink, *M. vison* in north-eastern Belarus*. Zool. 2001; 50: 27-42.
- SIDOROVICH, VE., POLOZOV, AG., SOLOVEJ, IA. *Niche separation between the weasel *Mustela nivalis* and the stoat *M. erminea* in Belarus*. Wildlife. 2008; 14: 199-210.
- SILEEM, AH., ABU EL-KHEIR, GA. *Complete skull of *Bothriogenys fraasi* (Mammalia, Artiodactyla, Anthracotheriidae) from the Early Oligocene, Fayum, Egypt*. Geological Journal. 2022; 11: 4833-4841.
- SKŘIVAN, M., TŮMOVÁ, E., SKŘIVANOVÁ, V. *Chov králiků a kožešinových zvířat*. Česká zemědělská univerzita. Praha. 2007; 248. ISBN 978-80-213-0955-5.
- STENSETH, NC., VILJUGREIN, H., JEDRZEJEWSKI, W., MYSTERUD, A., PUCEK, Z. *Population dynamics of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*: seasonal components of density dependence and density independence*. Acta Theriologica. 2002; 47(1): 39-67.
- STODDART, DM. *Ecology of small mammals*. Chapman and Hall, London. 1979; 386.
- STOLACZYK, J., ŠUHAI, J. *Výskyt nutrie *Myocastor coypus* (Mammalia: Rodentia) ve Slezsku a na severní Moravě (Česká republika)*. Časopis slezského muzea. 2003; 52: 167-172.
- STUBSJOEN, T., SAETHER, BE., SOLBERG, EJ., HEIM, M., ROLANDSEN, CM. *Moose (*Alces alces*) survival in three populations in Northern Norway*. Can. J. Zool., 78 (2000); 1822-1830.

- STÝBLO, P. *Vlk se vrací*. Český svaz ochránců přírody. 2002; 18pp. ISBN 80-902654-7-2.
- STÝBLO, P. *Ochrana velkých šelem v České republice*. Český svaz ochránců přírody. 2005; 100 pp. ISBN 80-86770-09-5.
- SUVOROV, PI. *Nástrahy dnešní krajiny (1)*. Myslivost. 2013; 9: 12.
- SÝKORA, I. *Liška – početní stav a reprodukce*. Myslivost. 2009; 5: 24.
- ŠAFÁŘ, J. *Novodobé rozšíření bobra evropského (Castor fiber L., 1758) v České republice*. Příroda. 2002; 13: 161-196.
- ŠÁLEK, M., KREISINGER, J., SEDLÁČEK, F., ALBRECHT, T. *Corridors vs. Hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape*. Agriculture, Ecosystem and Environment. 2009; 134: 8-13.
- ŠEPLAVÝ, P., RŮŽIČKA, J., PONDĚLÍČEK, J. *Myslivost v České republice*. Ministerstvo zemědělství, Praha. 2018; 3 pp. ISBN 978-80-7434-423-7.
- ŠTĚPÁNEK, A. *Výskyt nutrie v Semilech*. Živa. 1979; 27(5): 199.
- ŠUSTA, F. *Vliv migračních bariér na šíření vydry (Lutra lutra) na vodních tocích*. Lynx, Praha. 2005; 36: 133-139.
- TALLIAN, A., ORDIZ, A., ZIMMERMANN, B., SAND, H., WIKENROS, C., WABAKKEN, P., BERGQVIST, G., KINDBERG, J. *The return of large carnivores: Using hunter observation data to understand the role of predators on ungulate populations*. Global Ecology and Conservation. 2021; E01587.
- THAKER, M., VANAK, AT., OWEN, CR., OGDEN, MB., NIEMANN, SM., SLOTOW, R. *Minimizing predation risk in a landscape of multiple predators: effects on the spatial distribution of African ungulates*. Ecology. 2011; 92, 398-407.

TKADLEC, E. *Populační ekologie. Struktura, růst a dynamika populací*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého, 2008. 400 pp. ISBN 978-80-244-2149-0.

TKADLEC, E. *Cykly hraboše polního. Tisková zpráva*. Ústav biologie obratlovců. Akademie věd České republiky. 2019.

TOMAN, A. *První výsledky Akce Vydra*. Bulletin Vydra. 1992; 3: 3-8.

TOMEK, A. *Occurrence and some ecological parameters of moose in Poland*. Acta Theriologica. 1977; 30 (3): 485-508.

TOMIYA, S. *A new basal caniform (Mammalia: Carnivora) from the middle Eocene of North America and remarks on the phylogeny of early Carnivorans*. PLoS One. 2011; 6(9): e24146.

TOTH, SF., HAIGHT, RG., SNYDER, SA., GEORGE, S., MILLER, JR., GREGORY, MS., SKIBBE, AM. *Reserve selection with minimum contiguous area restrictions: An application to open space protection planning in suburban Chicago*. Biological Conservation. 2009; 8: 1617-1627.

TŮMA, L. *100 let kamzíka na Českokamenicku*. Myslivost. 2007; 55(6): 66-68.

UHLÍKOVÁ, J. *The common vole, *Microtus arvalis* (Mammalia: Rodentia) in subalpine and alpine habitats of the Krkonoše Mts (Czech republic)*. Acta Societatis Zoologicae Bohemicae. 2004; 68: 281-286.

UHLÍKOVÁ, J., MINÁRIKOVÁ, T., ČERVENÝ, J. *Rys ostrovid v České republice*. Ochrana přírody. 2008; 63(2): 21-23.

ULMANOVÁ, K., MACHALOVÁ, L., KUTAL, M. *Po stopách velkých šelem v české krajině*. Olomouc: Hnutí DUHA. 2017. 32 pp. ISBN 978-80-906049-1-9.

VACA, D. *Stoleté jubileum kamzíků na Šeskokamenicku*. Svět myslivosti. 2007; 8(7): 12-15.

VALA, Z., ZABLOUDIL, F. *Daňčí a mufloní zvěř. Její životní potřeby v současnosti*. Myslivost. 2008; 56(2): 42-44.

VAUGHAN, T., RYAN, T., CZAPLEWSKI, N. *Mammalogy*. Brooks Cole., Belmont, CA. 4. vyd. 2000. 522 pp.

VESELOVSKÝ, Z. *Etologie. Biologie chování zvířat*. Academia, Praha. 2008. 407 pp. ISBN 978-80-200-1621-8.

VĚTROVCOVÁ, J., POLEDNÍKOVÁ, K., POLEDNÍK, L., BERAN, V., HLAVÁČ, V. *Databáze údajů o uhynulých jedincích vydry říční v ČR*. Ochrana přírody. 2011; 31: 4.

VOHRALÍK, V. *Distribution, skull morphometrics and systematic status of an isolated population of Apodemus microps (Mammalia: Rodentia) in NW Bohemia, Czech republic*. Acta Societatis Zoologicae Bohemicae. 2002; 66: 67-80.

VOLTERRA, V. *Variazioni e fluttuazioni del numero di individui in specie animali conviventi*. Mefacs. 1926; 3: 85 p.

VOREL, A., ŠAFÁŘ, J., ŠIMŮNKOVÁ, K. *Recentní rozšíření bobra evropského (Castor fiber) v České republice v letech 2002-2012. (Rodentia: Castoridae)*. Lynx. 2012; 43(1-2): 149-179.

WALLACH, AD., IZHAKI, I., TOMS, JD., RIPPLE, WJ., SHANAS, U. *What is an apex predator?* Oikos. 2015; 11: 1453-1461.

WITTER, K., LESOT, H., PETERKA, M., VONESCH, JL., MISEK, I., PETERKOVA, R. *Origin and developmental fate of vestigial tooth primordia in the upper diastema of the field vole (Microtus agrestis, Rodentia)*. Archives of Oral Biology. 2005; 4: 401-409.

WÖLF, M., BUFKA, L., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., HEURICH, M., HABEL, H., HUBERT, T., POOST, W. *Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria*. Acta Theriologica. 2001; 46(2): 181-194.

WÖLF, S., MINÁRIKOVÁ, T., POLEDNÍK, L., BUFKA, L., WÖLF, M., ENGLER, T., BELOTTI, E., GAHBAUER, M., HEURICH, M., SHCWAIGER, M., POLEDNÍKOVÁ, K., VOLFOVÁ, J., STRNAD, M. *Status and distribution of the transboundary Lynx population of the Czech republic, Bavaria and Austria in the Lynx Year 2014*. Alka Wildlife. 2015. 12 PP.

ZABLOUDIL, F., VALA Z. *Anatomie a fyziologie trávicího ústrojí zvěře*. Časopis MYSLIVOST. Myslivost.cz. 2009. 60 pp.

ZAPLETAL, M., OBDRŽÁLKOVÁ, D., PIKULA, J., ZEJDA, J. *Hraboš polní (Microtus arvalis): základní poznatky z biologie, ekologie a omezování početnosti*. 2000; 169 pp.

ZBYTOVSKÝ, P. *První nález bělozubky bělobřiché (Crocidura leucodon) v Třeboňské pánvi*. Lynx. 2010; 41: 235-236.

ZBYTOVSKÝ, P., ANDĚRA, M., HANÁK, V. *Drobní savci jižní části Českomoravské vrchoviny (Insectivora, Chiroptera, Rodentia)*. Lynx. 2004; 35: 141-245.

ZEJDA, J., ZAPLETAL, M., PIKULA, J. a kol. *Hlodavci v zemědělské praxi*. Agrospoj, Praha. 2002. 284 pp.

ZUB, K., SÖNNICHSEN, I., SZAFRANSKA, PA. *Habitat requirements of weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in complex ecosystems of temperate zone*. Oecologia. 2008; 157: 571-582.

Jméno a příjmení:	Kateřina Vraspirová
Katedra nebo ústav:	Katedra biologie
Vedoucí práce:	Mgr. Jakub Vrána
Rok obhajoby:	2023

Název práce:	Rozdíly mezi skupinami masožravců a býložravců v rámci obratlovců a jejich druhová skladba v ČR s důrazem na savce
Název v angličtině:	Differences between groups of carnivores and herbivores within vertebrates and their species composition in the Czech Republic with emphasis on mammals
Anotace práce:	Práce popisuje anatomické, fyziologické, ekologické i etologické rozdíly mezi skupinami masožravců a býložravců. Je popsána i vzájemná interakce. Součástí práce je praktická část, která je zaměřena na sběr a porovnání dat početnosti a výskytu jednotlivých skupin savců v České republice. Jsou popsány i případné druhové změny.
Klíčová slova:	savci, masožravci, býložravci, rozdíly, anatomie, fyziologie, ekologie, etologie, interakce, druhy savců, Česká republika.
Anotace v angličtině:	The thesis describes the anatomical, physiological, ecological and ethological, differences between groups of carnivores and herbivores. The mutual interaction is also described. Part of the thesis is a practical part, which is focused on collecting and comparing data on the

	abundance and occurrence of individual groups of mammals in the Czech republic. Species changes are described too.
Klíčová slova v angličtině:	mammals, carnivores, herbivores, differences, anatomy, physiology, ecology, ethology, interaction, species of mammals, Czech republic
Přílohy vázané v práci:	Žádné
Rozsah práce:	73 s (23 865 slov)
Jazyk práce:	Čeština