

Ochrana a manažment VEĽKÝCH ŠELIEM na Slovensku



Investícia do Vašej budúcnosti



EURÓPSKA ÚNIA

Publikácia bola vydaná v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divjej na Slovensku“, ktorý je spolufinancovaný z Európskeho fondu regionálneho rozvoja v rámci Operačného programu Životné prostredie.



predsádka

predsádka

predsádka



Ochrana a manažment VEĽKÝCH ŠELIEM na Slovensku



EURÓPSKA ÚNIA

Investícia do Vašej budúcnosti

Publikácia bola vydaná v rámci projektu
„Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divjej na Slovensku“,
ktorý je spolufinancovaný z Európskeho fondu regionálneho rozvoja
v rámci Operačného programu Životné prostredie

Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku

Editori: Ing. Andrea Lešová, PhD. & Ing. Vladimír Antal

Autori textov: Ing. Vladimír Antal, Mgr. Svetlana Beřková, prof. Ing. Jozef Ciberej CSc., Ing. Mgr. Marianna Čertíková, Ing. Jozef Dóczy, PhD., Ing. Slavomír Findo, CSc., Ing. Peter Kaštier, PhD., prof. Ing. Rudolf Kropil, CSc., Mgr. Jakub Kubala, PhD., Ing. Andrea Lešová, PhD., MVDr. Ladislav Molnár, PhD., prof. Ing. Ladislav Paule, CSc., MSc. Robin Rigg, Mgr. Rastislav Rybanič, Ing. Peter Smolko, PhD.

Autori fotografií: Ing. Vladimír Antal, Ing. Mária Apfelová, Ján Bariak, Ing. Jozef Bučko, PhD., RNDr. Stanislav Harvančík, Ing. Vladimír Hruz, Mgr. Michal Kalaš, Ing. Peter Kaštier, PhD., Ing. Pavol Kostúr, Ing. Pavol Lenko, Ing. Andrea Lešová, PhD., Ing. Radimír Siklienka, PhD., SPPK, SWS, RNDr. Ivan Valach, Ing. Vladimír Vician, PhD.

Fotografia na obálke: Ing. Pavol Lenko (predná strana), Mgr. Michal Kalaš (zadná strana)

Recenzenti: prof. Ing. Jaroslav Červený, CSc.
doc. Ing. Jaroslav Slamečka, CSc.

Vydala: © Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica 2015

Manažér projektu: Ing. Vladimír Antal

Náklad: 1 000 kusov

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

Odporúčaná citácia publikácie:

Lešová A. & Antal V. (eds.) 2015: Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.

Odporúčaná citácia kapitoly:

Paule L. 2015: Rozšírenie veľkých šeliem v Európe a na Slovensku. Pp.: 52 – 59. In: Lešová A. & Antal V. (eds.), Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.

ISBN 978-80-8184-028-9

Všetky práva sú vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôže byť použitá na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.

Obsah

1 ÚVOD	7
--------------	---

2 BIOLÓGIA A EKOLÓGIA VEĽKÝCH ŠELIEM

2.1 Medveď hnedý (<i>Ursus arctos</i>)	10
2.1.1 Opis druhu	10
2.1.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo	11
2.1.3 Populačná ekológia	12
2.1.4 Habitatové nároky	15
2.1.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky	19
2.1.6 Potravná ekológia	22
2.2 Vlk dravý (<i>Canis lupus</i>)	24
2.2.1 Opis druhu	25
2.2.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo	25
2.2.3 Populačná ekológia	26
2.2.4 Habitatové nároky	28
2.2.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky	28
2.2.6 Potravná ekológia	30
2.3 Rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	32
2.3.1 Opis druhu	33
2.3.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo	34
2.3.3 Populačná ekológia	36
2.3.4 Habitatové nároky	37
2.3.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky	37
2.3.6 Potravná ekológia	38
2.4 Najzávažnejšie ochorenia veľkých šeliem	42
2.4.1 Najzávažnejšie infekčné choroby	43
2.4.2 Najzávažnejšie parazitárne choroby	45
2.4.3 Iné ochorenia	48
2.4.4 Veterinárne aspekty medvedej populácie na Slovensku	48

3 ROZŠÍRENIE A POČETNOSŤ VEĽKÝCH ŠELIEM V EURÓPE A NA SLOVENSKU

3.1 Medveď hnedý	52
3.2 Vlk dravý	56
3.3 Rys ostrovid	58

4 MONITORING VEĽKÝCH ŠELIEM

4.1	Metódy monitorovania veľkých šeliem	60
4.2	Metódy monitorovania veľkých šeliem na Slovensku	68
4.3	Odhad veľkosti populácie medveďa hnedého na základe genetických analýz	73
4.4	Priestorová aktivita veľkých šeliem na základe telemetrického monitoringu	85
4.5	Skúsenosti z odchyty a imobilizácie medveďa hnedého	103

5 OCHRANA A MANAŽMENT VEĽKÝCH ŠELIEM V EURÓPE A NA SLOVENSKU

5.1	Legislatívna ochrana veľkých šeliem v Európe a na Slovensku	106
5.2	Manažment veľkých šeliem v Európe a na Slovensku	117
5.2.1	Súčasný manažment veľkých šeliem v Európe	117
5.2.2	Súčasný manažment veľkých šeliem na Slovensku	134
5.2.3	Odporúčaný manažment veľkých šeliem na Slovensku	140

6 OCHRANA A MANAŽMENT VEĽKÝCH ŠELIEM V PRAXI

6.1	Medvede a doprava	148
6.2	Škody spôsobené veľkými šelmami, preventívne opatrenia na ich čiastočnú, resp. úplnú elimináciu a náhrady škôd	153
6.2.1	Prehľad škôd spôsobených veľkými šelmami	155
6.2.2	Návrh opatrení na elimináciu problémov, škôd a zníženie vzniku nebezpečných situácií	173
6.2.3	Náhrada škôd spôsobených veľkými šelmami v súčasnosti	178
6.2.4	Návrh zmien náhrad škôd spôsobených veľkými šelmami	180
6.2.5	Spolupráca pri riešení škôd spôsobených veľkými šelmami	190
6.3	Nebezpečné strety človeka s medveďom	191

7 ŠELMY A ĽUDIA

Je ticho...

Je fascinujúce biele prítmие...

Ľahko stúpam po chodníku pokrytom kobercom ihličia, ktorý tlmí moje kroky, a ticho je takmer dokonalé. Umocnené hustými chuchvalcami rannej hmly, ktorá sa pomaly prevaľuje pomedzi stromy starého ihličnatého lesa. Starého tak, že na kmeňoch spadnutých stromov rastie les nový a spolu s papraďou a machom tvorí nepreniknuteľnú zelenú kulisu ihličnatého pralesa.

V tom som začul zvuk. Náhle krátke, ale hlasné zafučanie dáva tušiť, že jeho pôvodca je blízko, ale pre hmlu ho nevidieť a ja len dúfam, že pochádza od jelenej zveri. Môžem len tušiť, že zviera vetrí mojím smerom a snaží sa tak ako ja identifikovať, kto pred ním stojí. Neuteká, a preto je zrejmé, že ma ešte stále necíti. Predstavujem si, ako je jeleň pripravený pri najmenšom náznaku nebezpečenstva skočiť do blízkej smrekovej mladiny. Znehybnel som a cez hmlu sa márne snažím zistiť, ako ďaleko stojí môj náprotivok.

Po krátkej chvíli sa závoj náhle pretrhne a ja konečne vidím. A fakt je, že obraz, ktorý sa mi predostrel pred očami, je nádherný a vo svojej podstate desivý zároveň. Predo mnou stojí krásny tmavý medveď. Aj on ma už zbadal a pomaly sa dvíha na zadné a zároveň neustále vetrí mojím smerom. Je tak blízko, že rozoznávam pohyb jeho vlhkého nosa, ako nasáva vzduch, či kúsky ihličia a listov, zachytené na jeho srsti. Potom sa takisto pomaly spustí na všetky štyri a pomaly sa otočí a vykročí hore svahom. Ide pomaly, bez náhlenia a ani raz sa neobzrie. Vtedy začnem opäť vnímať seba a svet okolo mňa. Nadýchnem sa a neskôr si vlastne vôbec neviem spomenúť, či som sa vôbec pohol, alebo dokonca dýchal. Ani neviem odhadnúť, ako dlho sme sa na seba pozerali.

V duchu si hovorím, že sa mi medveď vyhol a chce sa odo mňa len vzdaliť. No asi po tridsiatich metroch mení smer a ponad mňa sa pomaly posúva za môj chrbát a vracia sa naspäť na chodník. Po jeho dosiahnutí ide pomaly ďalej a tesne pred zákrutou sa ešte raz obzrie, zastane a pár sekúnd sa na mňa pozerá. Neviem, čo sa mu v tej chvíli preháňalo hlavou, ale jeho pomalá nenáhlivosť, s akou ma obišiel, bola fascinujúca.

Neskôr som krokoval vzdialenosť medzi nami. Krokov bolo rovných dvadsaťdva. Veľa? Málo? Neviem, pre neho asi tak akurát, pre mňa ale dosť málo na to, aby som bol schopný reagovať a ani si neskusám predstaviť, čo by sa stalo, keby to bolo primálo aj pre neho. Považoval ma za neškodného? Mal strach? Zrejme nie – v tom prípade by už asi útočil. Odpoveď sa už asi nedozviem, no isté je, že ten úžasný zážitok si budem pamätať do konca života...

Ing. Milan Boros



Vážení čitatelia, priatelia, milovníci prírody,

na začiatok musím uviesť, že v rukách máte knihu, ktorá znamená jednu etapu života ľudí, podieľajúcich sa na jej vzniku. Do jej vzniku dali svoj čas, a to nielen pracovný, ale aj veľa hodín, o ktoré obrali svojich blízkych, avšak určite viem, že tak spravili radi a bez akéhokoľvek finančného nároku, pretože to sú ľudia, ktorí prírodu milujú a jej ochranu považujú za svoje poslanie. Snažili sme sa ju koncipovať tak, aby si v nej každý našiel to „svoje“ a zároveň ju prečítal celú – publikácia si to určite zaslúži.



Kniha ako taká vznikla vďaka projektu z OPŽP a samotný projekt – jeho celý názov znie „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divjej na Slovensku“ – bol napriek svojmu rozpačitému začiatku úspešne ukončený. Ťažko zmerať jeho dôležitosť, veď napríklad vďaka jeho časti – genetickému výskumu – konečne vieme, koľko vlastne na Slovensku žije medveďov, poznáme aj ich pohlavnú štruktúru, konečne vieme odhadnúť jeho „home range“ a dozvedeli sme sa veľa ďalších dôležitých údajov. Pri čítaní tejto publikácie sa k nim isto dostanete. Projekt sa, samozrejme, nezaoberal len medveďom hneďým. V rámci neho sme riešili aj vlka dravého, rysa ostrovida a mačku divú. Konečne vieme vďaka ŠOP SR odpovede na otázky, ktoré boli dlhodobo predmetom rozporov medzi lesníkmi, poľovníkmi či mimovládnyimi ochranárskymi organizáciami. Problémy sa často riešili v médiách, bolo v nich veľa negatívnych emócií a isté bolo len jedno – nikto zo zainteresovaných vlastne v skutočnosti nevedel, koľko medveďov na Slovensku žije a hlavne, ako sa k nemu máme správať a ako sa vlastne správanie medveďa hneďého oproti minulosti zmenilo, reflektujúc tak na zmeny prostredia, ktoré sme svojím pôsobením zapríčinili.

Osobne ale považujem za dôležitejšiu inú časť spomínaného projektu – vypracovanie jednotlivých „Programov starostlivosti“. V nich ŠOP SR nastavila nové pravidlá manažmentu veľkých šeliem. Nebola to jednoduchá úloha a fakt je, že vzhľadom na široký počet zainteresovaných strán by bez ich priamej účasti ani nebola realizovateľná. Preto sme vytvorili pracovnú skupinu odborníkov v rôznych oblastiach, dotýkajúcich sa veľkých šeliem, a aj vďaka nim a jedinečnej zhode sú jednotlivé „Programy starostlivosti“ na stole, pripravené uviesť do praxe a začať tak novú etapu manažmentu veľkých šeliem.

Ale dosť už na úvod, poďme ďalej. Pamätajte, že obyvatelia lesa to s nami nemajú ľahké a aj my už vieme, že nie je celkom jednoduché žiť vedľa seba. Toto spolužitie spôsobuje konfliktné situácie a taktiež predstavuje isté riziko – či už pre veľké šelmy, alebo pre človeka. Delíme sa o spoločný priestor a tento prirodzene považujeme za svoj vlastný. Potrebujeme ho, máme naň svoje životne dôležité nároky a negatívne vplyvy sa snažíme eliminovať – je to, samozrejme, v poriadku, veď vďaka tomuto inštinktu sme dnes tu. Ale môžeme dať prírode a jej obyvateľom šancu. Nesnažme sa ju zmeniť, nielenže by sa nám to nepodarilo, ale ani to vlastne nevieme. Môžeme ju však sledovať a učiť sa. A presne o to sme sa v rámci tohto projektu aj snažili. A teda ešte raz – kto to má ťažšie, zvieratá či my? Podarí sa nám nájsť zlatú strednú cestu? Odpoveď už nechám na Vás...

Váš

Ing. Milan Boroš

generálny riaditeľ Štátnej ochrany prírody SR

V našej zodpovednosti sa starajme o prírodu tak, aby boli také silné zážitky, aký som v úvode opísal, aj naďalej dopriate každému, kto o ne stojí – človeku aj medveďovi...

1 ÚVOD

Veľké šelmy, bytosti milované a zatracované zároveň. Od nepamäti sa potulujú tmavými lesmi Slovenska zabezpečujúc pritom riadny chod a poriadok v lesoch. Tvory, ktoré v nás ľuďoch vzbudzujú obdiv, rešpekt a neraz aj mystiku bytia. Sú predmetom obdivu vedcov, umelcov, rozprávkarov, maliarov, fotografov, hudobníkov, básnikov ale aj bežných ľudí potulujúcich sa po našich nádherných horách. Ich majestátnosť a vznešenosť býva často krát opisovaná v rôznych prírodopisných, dobrodružných, hororových knižných dielach, ale aj rozprávkach a pesničkách, z ktorých už mnohé zľudovali. Nemalú pozornosť vzbudzujú veľké šelmy aj v prípadoch, kedy im ľudia venovali významnú pozornosť pri pomenúvaní obcí, miestnych názvov a častí dolín, kopcov či vrchov.

Človek je teda od nepamäti „prinútený“ existovať s týmito nádhernými tvormi. Počas historického obdobia, ale aj v súčasnosti sa ľudia na Slovensku snažia spolunažívať s medveďom hnedým, vlkom dravým či rysom ostrovidom. Počas tohto spolunažívania však mnohokrát dochádza aj k občasným nezhodám, možno až rozbrojom pri využívaní spoločného životného prostredia, o ktorý sa musia podeliť. Preto sa ľudia na celom svete snažia poznať prírodu, jej svetlé, ale aj temné stránky aby mohli toto poznanie využiť hlavne v prospech živočíchov a rastlín, ktoré sa snažia aktívne ochraňovať.

Výnimkou nie je ani Slovensko, ktoré si s hrdosťou môže povedať vetu, ktorú si môže dovoliť len málo krajín v Európe. „Áno, na Slovensku žijú veľké šelmy a nielen že žijú, ale sa im aj dobre darí.“ V tejto vete je však ukrytých aj rad určitých, nie práve pozitívnych, skúseností so spolunažívaním človeka s veľkými šelmami. Slovensko je z väčšej časti zaradené do tzv. kultúrnej krajiny, kde vo všeobecnosti platí, že život v prírode je významnou mierou ovplyvnený ľudskou činnosťou. Všetky prirodzené faktory ako sú natalita (pôrodnosť), mortalita (úmrtnosť), potravné zásoby prírodného prostredia (úživnosť), choroby, klimatické a antropogénne vplyvy a vnútrodrohové vzťahy sú ovplyvnené lesníckou, poľovníckou, poľnohospodárskou, stavebnou, industriálnou, turistickou, liečebnou a inou činnosťou. Vo všeobecnosti by sa dalo konštatovať, že človek a veľké šelmy sa navzájom pozitívne, ale aj negatívne ovplyvňujú. Na jednej strane je to zo strany človeka zmenšovanie prirodzených biotopov, pestovanie poľnohospodárskych plodín, zber lesných plodov, nedisciplinovanosť pri nakladaní s odpadmi a pohybe v lesnom prostredí, na strane druhej je to množstvo škôd spôsobených veľkými šelmami a v neposlednom rade aj nebezpečné strety človeka a medveďa.

Aby sa uvedené pozitívne ovplyvňovanie neustále prehlbovalo a negatívne čo najviac utlmovalo a eliminovalo, Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky vypracovala a po dobu šiestich rokov realizovala projekt „**Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku**“. Projekt bol realizovaný z finančných prostriedkov Európskej únie, Operačný program: Životné prostredie, Prioritná os: 5. Ochrana a regenerácia prírodného prostredia a krajiny, Opatrenie: 5.1. Zabezpečenie priaznivého stavu biotopov a druhov prostredníctvom vypracovania a realizácie programov starostlivosti o chránené územia vrátane území NATURA 2000 a programov záchrany pre kriticky ohrozené druhy rastlín, živočíchov a území vrátane realizácie monitoringu druhov a biotopov a 5.3. Zlepšenie informovanosti a environmentálneho povedomia verejnosti, vrátane posilnenia spolupráce a komunikácie so zainteresovanými skupinami. Celý projekt bol zameraný na realizáciu podrobného výskumu a monitoringu populácií veľkých šeliem a mačky divej v rámci ich celého areálu rozšírenia, resp. mal za úlohu tieto areáli rozšírenia upraviť na základe aktuálneho a potenciálneho výskytu týchto chránených živočíchov.

Hlavným výstupom projektu však bolo vypracovanie programov starostlivosti o veľké šelmy. Čo sa týka mačky divej, jeho úlohou bolo rozpracovať analýzu (ne)potreby, samostatného projektu a následné vypracovanie programu starostlivosti o mačku divú na Slovensku. Keďže Slovensko evidovalo v minulosti viaceré nedostatky, či už pri realizácii monitoringu, zisťovaní a úhrade škôd alebo aplikácii ekologického manažmentu, projekt bol rozdelený na viaceré aktivity venujúce sa týmto problémom.

Spomínaný projekt bol rozdelený na tri základné okruhy:

- 1. Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku**
- 2. Vypracovanie manažmentových plánov a plánov ochrany populácií veľkých šeliem a mačky divej**
- 3. Podporné aktivity projektu**

Každý z týchto okruhov zahŕňal jednotlivé aktivity zaoberajúce sa biológiou, etológiou, mapovaním a monitoringom, škodami, nebezpečnými stretmi, no už aj spomínaným manažmentom. Projekt sa však prioritne venoval medveďovi hnedému, keďže táto veľká šelma je v odbornej, ale aj laickej verejnosti najviac vnímaná a posudzovaná. V rámci okruhu venovanému výskumu a monitoringu veľkých šeliem a mačky divej boli realizované nasledovné aktivity:

A. Vypracovanie komplexnej štúdie o etológii medveďej populácie na Slovensku

Počas terénnych prác bolo odchytených, imobilizovaných (uspaných pomocou narkotizačných látok) a GPS vysielateľom označených 18 jedincov medveďa hnedého v rámci jeho súčasného areálu prirodzeného rozšírenia, pričom jeden jedinec predstavoval medveďa so zmeneným správaním, tzv. synantropného medveďa. Všetky jedince a ich aktivity sa monitorovali pomocou GPS a UHF telemetrie. Výsledkom aktivity bol podrobný popis a zisťovanie informácií o etológii a biológii sledovaných živočíchov.

B. Vypracovanie komplexnej štúdie odhadu početnosti populácie medveďa hnedého neinvazívnou metódou rozboru DNA zo vzoriek trusu

Aktivita zahŕňala zber a analýzu vzoriek biologického materiálu, prevažne trusu medveďa. Zo vzoriek bola extrahovaná a analyzovaná DNA. Najdôležitejšími údajmi získanými z aktivity sú údaje o celkovej početnosti a hustote populácie medveďa hnedého na Slovensku.

C. Vypracovanie štúdie zdravotného stavu populácie medveďa hnedého na Slovensku

Po zbere vzoriek prevažne trusu, ale aj vzoriek získaných pri imobilizácii a usmrtení medveďov počas štyroch rokov sa všetky vzorky analyzovali formou koprologických a sérologických vyšetrení, aby bolo možné popísať hlavne zdravotný stav a kondíciu populácie medveďa hnedého na Slovensku.

D. Vypracovanie štúdie komplexného zisťovania stavu populácie veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku pomocou podporných foriem monitoringu

Všetky činnosti v rámci aktivity realizovala ŠOP SR vlastnými zamestnancami. Okrem dôležitých dát o výskyte a pobytových znakoch (stopy, trus, srst, brlohy ap.) bola aktivita nesmierne dôležitá z hľadiska modifikácie a aplikácie monitoringov veľkých šeliem navrhnutých v programoch starostlivosti. Počas siedmich rokov boli odskúšané a v praxi zavedené spôsoby mapovania a monitoringu dôležitých tiež z hľadiska manažmentu veľkých šeliem a v neposlednom rade pre report o stave populácií veľkých šeliem na Slovensku. Aktivita v sebe zahŕňala veľkoplošný monitoring veľkých šeliem (stacionárny monitoring, veľkoplošné sčítanie veľkých šeliem, kombinované metódy) na výberových plošných jednotkách, ako aj nepretržitý monitoring a mapovanie (intenzívny, extenzívny monitoring) veľkých šeliem. Osobitnou činnosťou v rámci aktivity bol nepretržitý monitoring populácie mačky divej formou fotopascí a pobytových znakov na vybranom území, evidencie textového a mapového spracovania údajov o súčasnom výskyte mačky divej, odhadu vývoja populácie mačky divej na území Slovenska za posledné obdobie, vrátane zhodnotenia historických údajov a vypracovania porovnávacej stanovíštnej analýzy u vybraných populáciách mačky divej na území SR (uvedené nie je súčasťou publikácie).

E. Vypracovanie komplexnej štúdie škôd spôsobených veľkými šelmami a možnosti ich eliminácie

Táto aktivita predstavovala jednu z najdôležitejších častí projektu, nakoľko komplexne riešila príčiny a dôsledky vzniku škôd spôsobených veľkými šelmami, zmeny v ich šetrení a zisťovaní, výpočte a úhrade týchto škôd. Na základe týchto údajov boli navrhnuté viaceré účinné spôsoby preventívnych opatrení na primerané zníženie škôd a nebezpečných stretov. Na tejto úlohe sa aktívne zúčastňovala aj ŠOP SR, nakoľko táto organizácia už v súčasnosti predstavuje autoritu pri riešení problematiky škôd spôsobených veľkými šelmami nielen na Slovensku ale aj v okolitých štátoch.

F. Spracovanie databázy pre vypracovanie informačného systému IS

Počas realizácie projektu bola vyvinutá špeciálna aplikácia „Komplexný informačný a monitorovací systém“ tzv. KIMS, ktorého súčasťou sú aj moduly venujúce sa výskytu veľkých šeliem, výskytu škôd a evidencie usmrtených jedincov veľkých šeliem (lov, kolízie s dopravou a iné usmrtenia). Takáto databáza je nenahraditeľná pri navrhovaní a aplikácii všetkých manažmentových opatrení týkajúcich sa medveďa, vlka či rysa.

V rámci podporných aktivít sa v projekte venovala pomerne významná časť vzdelávaniu a práci s verejnosťou. Medzi tieto aktivity patrili:

G. Príprava a vydanie publikácie o veľkých šelmách

Predstavuje publikáciu, ktorú práve čítate, nakoľko považujeme za nevyhnutné, aby sa kompletné výsledky projektu a navrhované opatrenia a zmeny dostali k čitateľovi zrozumiteľnejšou formou ako sú uvedené v programoch starostlivosti.

H. Príprava, vydanie a tlač špeciálnych náučno – propagačných publikácií pre verejnosť

Tým, že považujeme za samozrejmosť, aby projekt prispel k všeobecnému zvýšeniu povedomia spoločnosti ohľadne ochrany a manažmentu veľkých šeliem, zabezpečili sme špeciálne brožúrky pre deti, verejnosť a farmárov (chovatelia hospodárskych zvierat a pestovatelia poľnohospodárskych plodín), ktoré jednoduchou formou informujú o biológii, etológii, priestorových a potravných nárokoch veľkých šeliem, o možnostiach zníženia rizika nebezpečných stretov človeka s veľkými šelmami, zásadách správania sa pri nebezpečnom strete, spôsoboch ochrany týchto druhov ap. a v neposlednom rade o možnostiach a spôsoboch prevencie a ochrany hospodárskych zvierat, poľnohospodárskych plodín a majetku pred škodami spôsobenými veľkými šelmami a o možnostiach finančných kompenzácií pri vzniknutých škodách.

I. Založenie a aktualizácia web stránky

Počas celej realizácie projektu bola spustená web aplikácia zameraná na informovanie širokej verejnosti o projekte. Podľa všetkých ukazovateľov išlo o veľmi zaujímavú stránku, čomu nasvedčuje aj fakt veľmi vysokej a pravidelnej návštevnosti. Z uvedeného realizátor projektu usúdil, že spoločnosť má enormný záujem o poznanie danej problematiky.

J. Organizovanie a aktívna účasť na relevantných podujatiach

Bez účasti na podujatiach zameraných na ochranu a manažment veľkých šeliem, nie je možné zabezpečiť fungovanie tak rozsiahleho projektu, akým bol projekt „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“, nakoľko bolo viac ako nevyhnutné zbierať všetky nové výskumy a vedomosti u nás aj zo zahraničia. Zároveň bez organizovania spoločných stretnutí s chovateľmi, poľnohospodármi, poľovníkmi, lesníkmi, samosprávou obcí a miest v neposlednom rade s mimovládnyimi organizáciami by nebolo možné zabezpečiť vypracovanie programov starostlivosti.

Najšpecifickjšou aktivitou a vlastne aj výsledkom projektu bolo vypracovanie manažmentových plánov, nazvaných ako **programy starostlivosti**. Boli vypracované tri programy osobitne pre všetky druhy veľkých šeliem. Programy starostlivosti sú dokumentami ochrany prírody a predstavujú dôležitý zdroj informácií pre legislatívu, ako aj praktickú ochranu a manažment veľkých šeliem. Zároveň prostredníctvom najnovších výsledkov výskumu a monitoringu predstavujú zdroj informácií pre všetky zainteresované skupiny ako sú pestovatelia poľnohospodárskych plodín, chovatelia včiel a hospodárskych zvierat, poľovníci, lesníci, ochrancovia prírody, vedecké inštitúcie, štátna a verejná správa. Programy starostlivosti sú rozdelené na dve základné časti:

1. **Prvá časť** predstavuje všeobecné údaje o rozšírení, biológii, ekológii a etológii veľkých šeliem. Pomerne obsérne sa venujú ochrane a manažmentu veľkých šeliem v minulosti a vývoji ich populácií. Prostredníctvom prehľadných tabuliek a grafov informujú o škodách a nebezpečných stretoch v minulosti a v súčasnosti. V záverečných kapitolách uvádzajú návrh všetkých potrebných opatrení a zmien týkajúcich sa legislatívy, práce s verejnosťou a praktickej starostlivosti o druhy a ich biotopy.
2. **Druhá časť** vo forme príloh predstavuje praktický návod na riešenie problematických okruhov:
 - modifikácia existujúcich a zavedenie nových relevantných foriem monitoringu a mapovania populácií veľkých šeliem na Slovensku, ako podklad pre reporting (Správy o stave biotopov a druhov európskeho významu),
 - zmena spôsobu nahlasovania, šetrenia, evidencie a úhrady náhrad škôd spôsobených veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách, včelstvách a včelárskych zariadeniach, poľnohospodárskych plodinách, majetku a nebezpečných stretov človeka s medveďom,
 - zjednotenie všetkých efektívnych spôsobov preventívnych opatrení na zníženie, resp. úplnú elimináciu škôd spôsobených veľkými šelmami,
 - zmena systému zásahu do populácie veľkých šeliem, najmä však medveďa a rysa formou ich odstrelu a odchytu prostredníctvom zavedenia tzv. „**poradných zborov pre ochranu a manažment medveďa hnedého na Slovensku**“ a vydávania „**ročnej kvóty lovu vlka dravého na Slovensku**“,
 - zavedenie do praxe už čiastočne existujúceho zásahového tímu proti medveďovi hnedému na Slovensku.

Aj napriek rozsiahlemu a netradičnému úvodu, veríme že sme Vám aspoň v krátkosti priblížili snahu ŠOP SR ako aj ostatných relevantných subjektov pri realizácii projektu a vypracovaní programov starostlivosti. Zároveň veríme, že tieto dokumenty ochrany prírody významnou mierou prispievajú k splneniu cieľov definovaných v projekte.

Ing. Vladimír Antal
manažér projektu

2 BIOLÓGIA A EKOLOGIA VEĽKÝCH ŠELIEM







2.1 Medveď hnedý (*Ursus arctos*)

Robin Rigg

2.1.1 Opis druhu

Medveď hnedý (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) je veľké, silné ale aj veľmi inteligentné zviera. Má zo všetkých šeliem, v porovnaní aj so spoločenskými psovými, mačkovitými či hyenovitými, najväčší a najťažší mozog v pomere ku telu (Gittleman 1986). Navyše medveď hnedý je jedným z mála cicavcov okrem primátov, pri ktorých bolo pozorované použitie nástroja, ktoré vyžaduje pokročilé kognitívne a perцепčné schopnosti (Deecke 2012). Napriek tomu, že medveď je solitérne žijúci druh, rozlišuje príbuzné a nepříbuzné jedince a má štruktúrované, flexibilné spoločenstvá. Domovské okrsky jedincov sa obvyčajne prekrývajú, vytvárajú si medzi sebou hierarchiu založenú na dominancii, ktorú získavajú pri vzájomných stretnutiach. Dominancia rozhoduje o prístupe k najlepším zdrojom potravy a k partnerom (Gende & Quinn 2004). Vo všeobecnosti dominantné sú veľké sebavedomé samce, najnižšie v hierarchii sú nedospelé jedince. Ostatné medvede si získavajú svoje postavenie podľa veľkosti, fyzickej kondície ale aj osobnosti (Safety in Bear Country Society 2005).

Vďaka zimnému spánku je úmrtnosť medveďov počas obdobia s nízkou dostupnosťou potravy oveľa nižšia ako u mnohých iných druhov. Medvede sú jediné cicavce s latentnou graviditou – odloženým vývojom zárodkov, pričom pôrod a laktácia prebiehajú počas hibernácie. Cez toto obdobie, ktoré môže trvať až 7 mesiacov, využívajú len svoje zásoby bez jedenia, pitia či vylučovania (Nelson *et al.* 1983, Hellgren 1998, Hilderbrand *et al.* 2000).

Poddruh medveď hnedý európsky (*Ursus arctos arctos*) je naša najväčšia šelma. Dospelé samce obvyčajne vážia 140 – 320 kg, dosahujú dĺžku od nosa po chvost 170 – 220 cm a výšku v lopatkách 95 – 130 cm, samice obvyčajne 80 – 200 kg, dĺžka 160 – 200 cm, výška 90 – 110 cm (Hell & Sládek 1994, Swenson *et al.* 2000, Hanko 2015). Pohlavný dimorfizmus telesných rozmerov je výrazný od veku 5 – 6 rokov (Sládek 1992, Hell & Sládek 1994). Existuje niekoľko záznamov o medveďoch zastrelených na Slovensku vážiacich 345 až 400 kg (Teren 1987, Jamnický 1993, Karč 1977). Avšak európske medvede nedosahujú extrémne telesné rozmery typické pre pobrežné populácie s prístupom ku strave bohatej na proteíny a lipidy vo forme rýb (Hilderbrand *et al.* 1999, Van Daele *et al.* 2013).

Napríklad poddruhy kodiak (*Ursus arctos middendorffi*) na Aljaške a *Ursus arctos beringianus* na Kamčatskom polostrove môžu vážiť 600 až 700 kg a stojaci na zadnej nohe dosiahnu výšku 3 metre.

Medveď má veľkú hlavu s pomerne malými očami a ušami (Sládek 1992, Hell & Sabadoš 1993, Hell & Sládek 1994, Rijáková 2012). Lebka je masívna, predovšetkým v tvárovej časti so silnými a širokými jarmovými oblúkmi a nápadnou sánkou. Najmä u samcov sú nápadne vyvinuté hrebene. Telo je zavalité, so štíhlejšou prednou časťou a charakteristickým vystupujúcim kohútikom. Chvost je krátky a skrytý v dlhej srsti. Na piatich prstoch nôh má veľké, nepatrne zahnuté pazúry, ktoré môžu na predných nohách dosahovať dĺžku až 5 – 6 centimetrov. Našľapuje na celé chodidlo, pri chôdzi i kluse približne súčasne nohami na tej istej strane, čo dáva mylný dojem, že je ťažkopádny, avšak cvalom sa rozbehne aj 50 km/h. Medvede vedia dobre plávať či liezť po stromoch.

Napriek svojmu pomenovaniu môžu byť medvede hnedé rôznej farby s variáciami odtieňov hnedej a to od jasno zlatohnedej cez škoricovú, striebrostivú až takmer čiernu. Srst sa skladá z hustej vnútornej vrstvy a vonkajšej ochrannej srsti s krémovým či striebrostivým koncom, čo mu dáva šedivý „grizzled“ vzhľad (odkiaľ pochádza názov „grizzly“, poddruh *Ursus arctos horribilis*). Vzhľadom na rôznofarebnosť kontúrovej srsti môže odtieň farby jedinca variovať v závislosti od uhla osvetlenia a pozície pozorovateľa (Swenson *et al.* 2000, Schwartz *et al.* 2003). Sfarbenie srsti môže variovať aj v súvislosti so sezónnou, časťou tela aj vekom. Srst mláďat je všeobecne svetlejšej farby a po stranách krku mávajú charakteristické biele škvrny, ktoré môžu splývať do golierika. Škvryny sú najvýraznejšie v prvom roku života a vekom sa spravidla postupne strácajú (Hell & Slamečka 1999, Schwartz *et al.* 2003). Srst sa medveďom vymieňa raz do roka v lete. Zimná srst je dlhšia (8 – 10 cm) a hustejšia ako letná.

2.1.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo

K páreniu dochádza v čase od polovice apríla do začiatku júla, ale ruja vrcholí v máji – júni. Medveď hnedý patrí k polygamným druhom (Steyaert *et al.* 2012). Nie sú to len samce, ktoré sa pária s viac ako jednou samicom, bolo zaznamenané aj viacpočetné otcovstvo v jednom vrhu. Promiskuita samíc môže vyplývať aj z pohlavne selektívnej infanticíde samcami, čo môže byť adaptívna rozmnožovacia stratégia samcov na zvýšenie svojich príležitostí na plodenie (Bellemain *et al.* 2006, Steyaert *et al.* 2014). Samec nasleduje medvedicu, zostáva pri nej niekedy až 3 týždne. Keď sa o tú istú samicu zaujíma viac samcov, vytvárajú sa skupiny napríklad 3 – 4 dospelých medvedov (Hell & Slamečka 1999). Slabší z nich spravidla ustúpi, ale niekedy dôjde k urputným zápasom, ktoré sa môžu končiť aj vážnym poranením. Po oplodnení sa embryo vyvíja po fázu blastocysty, potom sa vývoj zastaví, až pokiaľ sa neuchytí v maternici na jeseň. V súvislosti s kondíciou samice termín zahniezdenia tak ako aj pôrodu môže kolísať v rámci 39 či viac dní. Samice s väčšími tukovými zásobami porodí skôr, poskytnú mlieko svojim mláďatám dlhšiu dobu, a tak sú mláďatá väčšie a majú lepšiu šancu na prežitie. Na rozdiel u samíc, ktoré majú < 20 % telesného tuku na začiatku hibernácie, sa embryo nezahniezdi vôbec (Hissa 1997, Robbins *et al.* 2012, López-Alfaro *et al.* 2013).



© M. Kalas

Medvedice rodia v zimnom brlohu 1 – 4 (zriedka 5) mláďat (Hell & Slamečka 1999, Swenson *et al.* 2000). Keďže vnútromaternicový vývoj (bez obdobia latencie) trvá iba 8 – 10 týždňov, novorodené medvedčatá sú slabo vyvinuté. Sú malé (priemerná pôrodná hmotnosť 0,5 kg, dĺžka asi 20 – 25 cm), slepé, bezzubé, s krátkou sršťou. Prvých 3 – 5 mesiacov medvedice ostávajú s mláďatami v brlohu a využívajú tukové zásoby ako pre svoju potrebu, tak aj na kŕmenie mláďat (López-Alfaro *et al.* 2013, Fribe *et al.* 2014). Na jar medvedica vychádza



© V. Vician

za potravu bez nich (Hell & Slamečka 1999). Medvedie mlieko je veľmi výživné, má až 20 % tuku (ľudské mlieko má cca 4 %). Počas kŕmenia mláďat v brlohu môže medvedica stratiť až 40 % svojej váhy. Po 4 mesiacoch, zhruba kedy opúšťajú brloh, medvedčatá už vážia 4 – 5 kg (Hell & Slamečka 1999), čo je 10krát viac, ako pri narodení ale stále < 5 % hmotnosti dospelého. Medvedica je veľmi ostrážitá a svoje mláďatá bráni proti nepriateľom, vrátane človeka. Kým ešte vedia chodiť iba pomaly a na kratšie trasy, niekedy ich dočasne opustí, aby išla za potravou. Medvedčatá sú hravé a zvedavé, skúmajú svoje okolie, zápasia a naháňajú sa. Cicajú mlieko 8 mesiacov a viac, ale príjmu aj inú potravu už v 5. – 6. mesiaci. Medvedica ich postupne učí, hrá sa s nimi, ale v prípade potreby aj trestá úderom labou. Občas bolo u medvedíc pozorované prijatie cudzieho medvedčata prípadne splynutie dvoch vrhov (Hell & Slamečka 1999). Samce nezohrávajú žiadnu úlohu vo výchove mláďat (Steyaert *et al.* 2012).

Dĺžka materskej starostlivosti pri medveďoch hnedých sa obmieňa podľa samice a vrhu. Vo všeobecnosti väčšina európskych medveďov hnedých je odstavená ako jednoročná (Dahle & Swenson 2003a). V severnom Švédsku, boli pozorované mladé medvede, ktoré sa stali nezávislými pri hmotnosti 17,5 – 69 kg. O približne polovicu sledovaných vrhov ($n = 38$) sa samice starali 1,5 roka, o ďalšiu polovicu 2,5 roka, o 3 % vrhov 3,5 roka. Jednorôčné medvedčatá menšej hmotnosti s väčšou pravdepodobnosťou zostávali druhý rok s matkou, taktiež aj vrhy 2 mláďat v porovnaní s vrhmi s 1, 3 a 4 mláďatami (Dahle & Swenson 2003a). Pozorovanie dvojročných mláďat s matkou vyzerá byť menej obvyklé v južnejších populáciách, kde jednorôčné mláďatá majú tendenciu byť väčšie než v populáciách severnej Európy (Frković *et al.* 2001, Dahle & Swenson 2003a).

2.1.3 Populačná ekológia

Začiatok sexuálnej aktivity je pri medveďoch hnedých relatívne neskorý, zvyčajne po štvrtom roku života (Schwartz *et al.* 2003), hoci boli zaznamenané prípady v Chorvátsku (Frković *et al.* 2001) a v Rakúsku (Zedrosser *et al.* 2004), že mláďatá mali trojročné samice. Podľa Hella & Slamečku (1999), sa samice na Slovensku prvýkrát pária vo veku 3,5 roka, prvé mláďatá majú vo veku 4 rokov, ale údajne bolo pozorované aj párenie sa 2,5 ročných samíc. Existujú aj určité dôkazy zo Škandinávie, podľa ktorých je potláčanie reprodukčných možností mladých samíc podmienené bojom o zdroje v rámci hierarchie samíc (Støen *et al.* 2006). Zdá sa, že samice medveďov hnedých sú najproduktívnejšie ako 8 – 9 ročné, potom je produktivita relatívne vysoká do 25 roku a reprodukčné starnutie sa objavuje vo veku cca 27 rokov (Schwartz *et al.* 2003).

Úmrtnosť medvedčat je značná, v prvom roku života až 30 – 40 % (Bunnell & Tait 1985). Priemerná mortalita v prvých dvoch rokoch života bola odhadovaná v Západných Tatrách na 25 až 50 % (Jakubiec 2001, Baláž 2002, 2003, Lenko 2006). Úmrtnosť u subadultov bola odhadovaná na 15 až 35 % ročne (Bunnell & Tait 1985).



Prežitie subadultov vo Švédsku sa zvyšovalo so zvyšujúcou sa veľkosťou tela jednoročných mláďat, ktoré bolo v priamej úmere s veľkosťou matky a v nepriamej úmere s veľkosťou vrhu a hustotou populácie (Dahle *et al.* 2006a). Pre jedince medveďa hnedého, ktoré sa dožijú dospelosti a nie sú usmrtené človekom, je charakteristická relatívne dlhá dĺžka života. Najstarší zo 279 medveďov ulovených na Slovensku počas r. 1966 – 1988, ktorých vek určil Sládek (1991), pochádzal z TANAP-u a jeho vek bol odhadnutý na 33 – 35 rokov. Avšak aspoň do 90-tych rokov bola medvedia populácia na Slovensku silne zmladená následkom trofejového lovu sústredeného na veľkých samcov (Hell & Sabadoš 1995). Priemerný vek 280 medveďov ulovených v rokoch 1980 – 1991 bol iba 8 rokov, necelé 3 % medveďov sa dožili 20 rokov a viac (Hell & Sabadoš 1993).

Medvedice rodia zvyčajne každé 2 – 3 roky. Priemerná veľkosť vrhu 48 samíc s mláďatami < 1 rok pozorovaných v r. 1977 v celom areáli výskytu medveďa na Slovensku bola 2,3 (Sabadoš & Šimiak 1981). Len 5 % z 57 samíc s mladými pozorovaných v r. 1992 malo 3 mláďatá a žiadna nemala 4. Odvtedy boli častejšie pozorované prípady 4 mláďat v jednom vrhu (Hell & Sabadoš 1995, Kováč 2003, Lenko 2006). Podľa Lenka *et al.* (2014) priemerný počet medveďiat na jednu vodiacu medvedicu v Tatrách v roku 2012 bol 1,5, ale keďže autori pri analýze nerozlišili minuloročné a tohoročné medveďiatá, skutočná veľkosť vrhu bola zrejme väčšia. Všeobecne veľkosť vrhu medveďa hnedého závisí od kondície matky, jej hmotnosti, veku ako aj prenasledovania človekom v minulosti. Európske populácie medveďa hnedého sú zväčša produktívnejšie ako v Severnej Amerike (Zedrosser *et al.* 2011). Hell & Sabadoš (1995) naznačili, že pomerne nízka priemerná veľkosť vrhu pozorovaná v Západných Karpatoch v minulosti mohla byť kvôli prevahe mladých samíc v populácii, ako dôsledok lovu zameraného na trofeje. Podľa týchto autorov, mladé samice majú tendenciu mať len 1 – 2 mláďatá. Prvé vrhy sú zvyčajne menšie ako nasledujúce (Zedrosser *et al.* 2009). Teren (1987) tiež uviedol, že mladé a taktiež staré samice často mali len 1 mláďa. Malá veľkosť vrhu v malých populáciách môže byť spôsobená aj genetickými problémami resp. starnúcimi samicami (Palomero *et al.* 1997).

Na porovnanie vo viac ako 60 % pozorovaných vrhov na Ukrajine (Slobodjan 1979 in Jakubiec 2001) a 54 % v Chorvátsku (Frković *et al.* 2001) boli 2 tohoročné mláďatá. Priemerná veľkosť vrhu v regiónoch severného Ruska a Estónska bola v rozmedzí 1,65 – 2,23 (Danilov 1994). V Severnej Amerike je priemerná veľkosť vrhu spravidla 2 a viac (Palomero *et al.* 1997). Priemerná veľkosť pozorovaných vrhov v Chorvátsku bola 2,4 a v 7 % vrhov boli 4 mláďatá (Frković *et al.* 2001). V Estónsku, 2 % vrhov malo 4 alebo dokonca 5 mláďat (Valdmann *et al.* 2001). Priemerná veľkosť vrhu slovinskej rozširujúcej sa populácie medveďa sa postupne zvyšovala z 1,0 v 1946 – 1959 na 2,0 v 1990 – 1992 (Adamič 1997). Podobne v Poľsku sa pozorovaná priemerná veľkosť vrhu zvyšovala v r. 1980 – 1999 (Jakubiec 2001).

Vnútroduhové zabíjanie a kanibalizmus je pri medveďoch hnedých pomerne bežné a bolo zaznamenané aj na Slovensku a v Poľsku (Rigg & Adamec 2007). Najčastejšie dospelý samec zabije mláďatá, v niektorých prípadoch ich následne aj konzumuje. Mláďatá sú však niekedy zabíjané aj dospelými samicami a je známe, že samce môžu zabiť všetky vekovo-pohlavné skupiny, vrátane dospelých samíc (Swenson *et al.* 2001b, McLellan 2005). Časť z týchto zabíjaní je predátorsky orientovaná, ale niektoré môžu byť pohlavne selektívne – dospelý samec zabije samici mláďatá, aby sa s ňou mohol páriť, tzv. infanticída (Swenson *et al.* 1997a, 2001a,b, Miller *et al.* 2003, Steyaert *et al.* 2014). Niektorí autori konštatujú, že vnútroduhové zabíjanie, aj oneskorené vyvážanie mláďat, možno považovať za formu autoregulačných mechanizmov populácie (Baláž 2002, 2003).



Početnosť medveďov na Slovensku od 19. storočia bola ovplyvňovaná najmä činnosťami človeka, predovšetkým lovom, prenasledovaním, deštrukciou biotopu a zlikvidovaním prirodzených zdrojov potravy. V 30-tych rokoch 20. storočia bol medveď hnedý na okraji vyhynutia na Slovensku, prežili v centrálnych Západných Karpatoch už len niekoľko desiatok jedincov (Hell & Slamečka 1999). Tridsať ročný zákaz lovu od 1932 umožnil prirodzený návrat – početnosť a veľkosť areálu sa zvýšila, medvede začali znova osídľovať a obývať dostupné biotopy.

Lov bol opätovne povolený od 60-tych rokov 20. storočia, ale nezabránil rastu populácie. Dlhodobý populačný trend na Slovensku počas obdobia 1932 – 2005, vypočítaný pomocou prirodzených logaritmov veľkosti populácie (Swenson *et al.* 1994) na základe odborných odhadov, predstavuje priemerný rast okolo 4,5 % za rok alebo zdvojnásobenie populácie každých 15 – 16 rokov (Rigg & Adamec 2007). Pre porovnanie, dlhodobý prírastok lovenej populácie medveďa v Rumunsku sa odhadoval na 4,2 % za rok (Selaru & Lonescu 2005). Rýchlosť nárastu medvedej populácie vo Švédsku, kde sa legálne odloví približne 5,5 % populácie ročne, sa odhadovala na 4,5 % za rok na národnej úrovni, pohybujúce sa medzi 0 a 10,2 % v rôznych krajoch (Swenson *et al.* 1994, Kindberg *et al.* 2011).

Hoci nezabránil rastu populácie, existujú dôkazy, že trofejový lov aspoň obmedzil rýchlosť populačného rastu v Karpatoch. Počet medveďov v Poľsku, kde platil úplný zákaz lovu, sa v období 1960 – 1985 zvýšil osemnásobne (Jakubiec 2001), kým na Slovensku (s obmedzeným lovom) za porovnateľné obdobie počet medveďov stúpol dvoj- až trojnásobne a v ukrajinských Karpatoch (s intenzívnym lovom) klesol. V rámci Slovenska priemerná ročná rýchlosť rastu od roku 1985 do roku 2002 bola najnižšia v regióne Banská Bystrica (s najvyšším počtom odstrelov) a najvyššia v susediacom regióne Rimavská Sobota s oveľa nižším nátlakom zo strany poľovníkov, hoci toto je pravdepodobne aj v dôsledku skutočnosti, že biotopy v banskobystrickom regióne mali na začiatku sledovaného obdobia bližšie k saturácii medveďmi (Rigg & Adamec 2007). Neustály rast medvedej populácie na Slovensku poukazuje na to, že biologicky únosná kapacita, z pohľadu dostupnosti potravy vo všetkých biotopoch, nebola ešte dosiahnutá, hlavne v okrajových oblastiach (Grabán *et al.* 2013). Úspešná reprodukcia medveďov značne súvisí s dostupnosťou potravy (Herrero 1985). Prikrmovanie kopytníkov sa stalo bežnou súčasťou riadenia lovu za posledných 30 rokov na Slovensku (Hell *et al.* 2005). To poskytuje ľahko dostupné zdroje potravy aj pre medvede (Štofík *et al.* 2013). Rozsiahle lány kukurice tiež poskytujú bohatý zdroj potravy pre medvede, ako aj diviakov a jelene.

2.1.4 Habitatové nároky

Po ústupe ľadovcov na konci posledného glaciálneho obdobia sa postupne medveď hnedý rozšíril do celej Európy, okrem niekoľkých ostrovov ako Island, Gotland, Korzika a Sardínia (Sommer & Benecke 2005, Korsten *et al.* 2009). Rozsiahle rozšírenie medveďa hnedého poukazuje na jeho schopnosť prispôbiť sa rôznym environmentálnym podmienkam (Servheen *et al.* 1999). Tam, kde je malé, alebo žiadne rušenie človekom medvede obývajú nielen lesy, ale tiež step, ako aj severskú alebo alpskú tundru. Medvede žijú aj na púšti (McCarthy *et al.* 2009). Prítomnosť človeka, zmena biotopov a prenasledovanie výrazne obmedzili ich výskyt na zostávajúce lesné oblasti (Swenson *et al.* 2000, Zedrosser *et al.* 2001). V súčasnosti je výskyt medveďa na Slovensku úzko viazaný na lesné pokrytie (Koreň *et al.* 2011). Medvede však využívajú aj napríklad podhorské pastviny, lúky a polia, ako aj subalpínske a alpské lúky. Biotopy sú značne fragmentované, v dôsledku čoho je vysoká denzita medveďov v niektorých pohoriach a omnoho nižšia denzita v kotlinách, kde je ľudská činnosť intenzívnejšia (Rigg & Adamec 2007). Slovensko má relatívne vysokú lesnatosť: celkovo je 41 % územia klasifikovaných ako lesný pôdny fond. Typická neosídlená až sporadicky osídlená lesná krajina tvorí 26 % územia zatiaľ čo zmiešaná krajina s lesmi, poliami a lúkami zaberá približne ďalších 30 % (Mindáš *et al.* 2006). Najviac lesov sa nachádza v horských oblastiach s menším vplyvom človeka, ako v susediacich nižšie položených miestach. V manuáli pre programy starostlivosti o územia Natura 2000 (Polák & Saxa 2005) je implicitne stanovené, že biotopy medveďa sú nad 600 m n. m.

Z ekologického pohľadu však nie je dôvod vylúčiť lesy v nižších nadmorských výškach. Lesy s prevahou duba alebo buka pod 800 m n. m. pokrývajú 65 % lesov SR,



© M. Kalas

v porovnaní s 30 % zmiešaných lesov medzi 500 a 1 300 m n. m., len 3 % smrekových a kosodrevinových porastov nad 1 250 m n. m. Historické dokumenty dokazujú, že v 16. storočí boli medvede v bukových lesoch na severe Maďarska (Teren 1987).

Môžeme konštatovať, že medveď hnedý potrebuje rozsiahle ucelené územie s vhodným biotopom, aby uživilo prepojenú životaschopnú populáciu. Z hľadiska ochrany je dôležitý nerušený, prirodzene členitý terén (Rigg 2006, Nellemann *et al.* 2007). Ako kľúčové zložky biotopu medveďa boli identifikované: zdroje potravy, úkryt a vhodné miesta brlohov (Swenson *et al.* 2000).

Zdroje potravy

Oblasti s hojnosťou uprednostňovanej potravy majú mimoriadny význam pre medvede hnedé (Swenson *et al.* 2000). Na kŕmenie využívajú medvede širokú škálu biotopov, od alpínskych a subalpínskych lúk s rozsiahlymi porastami dužinatých plodov po podhorské, z časti odlesnené plochy, vrátane polí (Rigg 2004a). Medvede sú známe tým, že využívajú rôzne biotopy počas roka v závislosti od dostupnosti potravy. Na jar potrebujú prístup k plochám v nižších nadmorských výškach, kde rastliny začínajú rásť skôr (Dečák *et al.* 2005). V Tatrách medvede zostupujú z polôh blízko hornej hranice lesa okolo 1 500 m n. m., kde majú brlohy, do podhorských



© M. Kaláš

oblastí pod 1 000 m n. m., kde sa skôr topí sneh a často sú dostupné zdochliny kopytníkov, ktoré uhynuli kvôli zime alebo po útokoch vlkov alebo rysov (Rigg & Adamec 2007). Vyššia koncentrácia jedincov je v lete a na jeseň zaznamenaná na území s nízkou intenzitou vyrušovania ľuďmi a veľkou dostupnosťou prirodzenej potravy (Baláž 2002). Na jeseň na Poľane sa medvede sťahujú do dubových lesov v nižších polohách, aby sa kŕmili na žalúdoch. Sezónna koncentrácia medveďov je taktiež bežná pri významných antropogénnych zdrojoch potravy, najmä pri poliach s kukuricou a inou úrodou (Rigg 2004a).



© M. Apfellová

Refúgium

Rozšírenie medveďov nezávisí len od dostupnosti potravy. V otvorených biotopoch môže byť dostupnosť potravy dobrá, ale medvede radšej zostávajú ukryté počas dňa v okolitých lesoch. V oblastiach, kde sa na medvede poľuje alebo pytliači a kde je história prenasledovania, húštiny kríkov a lesné porasty sú nevyhnutnou súčasťou ich domovského okrsku, ktorá rozhoduje o ich prežití (Swenson *et al.* 2000).

Výskyt medveďov v Západných Karpatoch úzko súvisí s rozšírením lesov pravdepodobne prevažne kvôli úkrytom. Útočisko dôležité pre odpočinok v Tatrách predstavujú najmä súvislé lesné komplexy

prírodného charakteru, lesné spoločenstvá na hornej hranici lesa, porasty kosodreviny a alpínske spoločenstvá (Baláž 2002, Kováč 2003, Lenko 2014).

Topografia terénu môže byť tiež veľmi dôležitá, lebo na strmých svahoch je zvyčajne nízka aktivita ľudí. Medvede sú zriedkavé alebo sa nevyskytujú vôbec v niektorých častiach Slovenska napriek rozsiahlym lesom s dominanciou buka, napríklad v prepojení medzi západo a východokarpatskou subpopuláciou (Koreň *et al.* 2011). Možno je to spôsobené nedostatkom neprehľadného terénu poskytujúceho úkryt (Baláž 2003). Reprodukčné medvedice potrebujú väčší podiel lesného porastu, menší vplyv človeka ako aj fragmenty trávnych porastov a kríkov (Fernández *et al.* 2011).

Zimoviská

Miesta brlohov sú často vo vzdialených oblastiach s nízkou intenzitou vyrušovania človekom (Swenson *et al.* 2000). Medvede zvyčajne síce nepoužívajú rovnaký brloh, ale vracajú sa do rovnakej oblasti (Manchi & Swenson 2005). Koncentrácie brlohov boli nájdené v mnohých oblastiach, ako napr. v Nórsku, európskej časti Ruska, Španielsku, na Kaukaze, na Aljaške aj na Slovensku (Rigg & Adamec 2007, Lenko 2014).

V Tatrách medvede využívajú na brloženie alpínske a subalpínske pásmo, najmä vo vápencových oblastiach, ale zmieňuje sa aj o lesných biotopoch s brlochmi v prírodných dierach a jaskyniach, pod veľkými, po zem zavetvenými stromami, pod vývratmi, v dutinách, v hustých častiach pralesovitých porastov, pod hustými spodnými konármi ihličnanov. Niektoré medvede však môžu zimovať aj na odkrytých miestach v kosodrevine (Halák 1993,



© P. Lenko

Hell & Slamečka 1999, Kováč 2003, Kalaš 2011a). Lenko (2014) rozdeľuje brlohy na hlavné brlohy, v ktorých medvede prečkávajú zimu, alebo jej podstatnú časť, a brlohy vedľajšie, v ktorých medvede trávia len časť zimy. Zaznamenal priebežné opúšťanie brlohov, ktoré sa udialo v intervale raz za 8 – 10 dní, najmenej však 5 krát za celú zimu.

V oblastiach bez alpínskych polôh a strmých svahov môžu mať medvede brlohy v dutinách medzi koreňmi stojacich stromov. Teren (1987) sa zmieňuje o tom, že brlohy boli nájdené aj v hustých mladých ihličnatých porastoch. Niektoré medvede nevyužívajú brlohy a namiesto toho sa nechajú zasypať priamo snehom. Vo Východných Karpatoch hibernačné brlohy sa nachádzali prevažne ukryté v mladinách (Štofík & Saniga 2012).

Baláž (2003) poznamenáva, že medvede sú často vyrušované ľuďmi v niektorých častiach svojho areálu hlavne tam, kde hospodárske aktivity zmenili štruktúru lesov a miernejšia topografia terénu dovoľuje lepší prístup než v horských oblastiach so strmými skalnatými svahmi. Vo Švédsku sa väčšina zaznamenaných opustení brlohov vyskytla do polovice zimy, pričom najmenej 67 % prípadov bolo zjavne kvôli vyrušovaniu človekom (Swenson *et al.* 1997b). Vyrušovanie medvedov v brlohu môže mať vážne dôsledky, vrátane vyššej spotreby energie kvôli pohybu, opustenie brlohu a mláďat, zvýšenie mortality mláďat, vysťahovanie sa z oblasti (Swenson *et al.* 1997b, 2000, Linnell *et al.* 2000, Podruzny *et al.* 2002). Preto sa odporúča, aby sa ľudské aktivity udržiavali od miest, kde sú známe medvedie brlohy, vo vzdialenosti minimálne 1 km (Linnell *et al.* 2000).



© M. Apfelová



2.1.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky

Domovské okrsky

Medvede, podobne ako všetky veľké šelmy, majú veľké domovské okrsky (angl. „home range“) – územie, na ktorom sa jedinec pohybuje počas svojich zvyčajných aktivít pri získavaní potravy, párení a starostlivosti o mláďatá. Veľkosť domovských okrskov medveďa veľmi varíruje, od desiatok až tisícok kilometrov štvorcových, vo všeobecnosti závisí od dostupnosti a rozloženia potravy, aj na populačnej hustote a je najväčšia na severe Európy a najmenšia na juhu (Swenson *et al.* 2000). U polygamných a promiskuitných druhov akým je medveď hnedý majú samce zvyčajne väčšie domovské okrsky ako samice (Dahle *et al.* 2006b).

Domovské okrsky vodiacich samíc s novonarodenými mláďatami sú menšie ako okrsky samíc bez mláďat (Dahle & Swenson 2003a). V Škandinávii bolo zistené, že veľkosti domovských okrskov mladých medveďov nezávisia od veku, ale veľkosti individuálnych jedincov. Veľkosť domovských okrskov dospelých (Dahle & Swenson 2003c) aj mladých jedincov (Dahle *et al.* 2006b) sa znižovala so zvyšovaním populačnej hustoty, viac u samcov ako u samíc. Prekrývanie sa domovských okrskov samíc je v pozitívnom vzťahu s príbuznosťou jedincov (Støen *et al.* 2005, Støen *et al.* 2006, Zedrosser *et al.* 2007a).

Telemetrický výskum je bezpochyby najlepšia dostupná metóda na získanie údajov o veľkosti domovských okrskoch ako aj o ďalších parametroch. Prvé výsledky vo výskume medveďov hnedých v Západných Karpatoch použitím rádiotelemetrie dosiahli Poliaci od roku 2000. Výskumníci z Tatranského Parku Narodowego (TPN) a Instytutu Ochrony Przyrody odchytili niekoľko medveďov v Tatrách a Bieszczadoch na juhu Poľska. Zistilo sa, že niektoré jedince prekročili hranicu na Slovensko. Medvedia samica v Tatrách používala územie 136 km², sčasti v Poľsku a sčasti na Slovensku. Počas jedného roka samec chytený v tom istom pohorí používal územie 170 km², pričom približne polovica bola na území Slovenska (Zieba & Kozica 2005). Veľmi veľký dospelý samec v NP Bieszczadach využíval počas jedného roka územie 266 km². Telemetriou v TANAP-e, TPN a Chočských vrchoch v rokoch 2002 – 2013 boli dokumentované domovské okrsky samíc na 92 – 120 km² a 274 – 400 km² a viac u dospelých samcov (Lenko 2014).

Na Slovensku sa všeobecne zastáva názor, že dominantné samce zaberajú najlepšie biotopy a označujú si svoje teritória záhryzmi na stromoch, aby vytlačili slabšie jedince do menej vhodných biotopov, kde prichádzajú do užšieho kontaktu s ľuďmi a stanú sa synantropné. Medveď sa však nespráva k jedincom vlastného druhu vždy a za každých okolností teritoriálne (Lenko 2014). Telemetrický výskum a monitoring fotopascami ukázal, že domovské okrsky jednotlivých medveďov sa často značne prekrývajú (Huber & Roth 1993, Mertens & Sandor 2000, Swenson *et al.* 2000, Zieba & Kozica 2005, Lenko 2014). Podrobnejšie o najnovších výsledkoch telemetrického sledovania priestorovej aktivity medveďa hnedého na Slovensku získaných v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“ v kapitole 4.3.

Sociálne vzťahy medzi jedincami medveďa, predovšetkým dospelými, vo veľkej miere závisia od dostupného priestoru a vzájomného vyhýbania sa, okrem obdobia párenia sa (Swenson *et al.* 2000). Hoci existujú dôkazy o tom, že počas obdobia párenia sa samice s tohoročnými mláďatami a subadulti vyhýbajú dospelým samcom (Steyaert *et al.* 2013, Elfström *et al.* 2014), väčšina medveďov nie je teritoriálna a nesnaží sa vytlačiť iné medvede z územia, na ktorom žijú (Safety in Bear Country Society 2005). Zhromažďovanie sa viacerých medveďov – lokálna a dočasná koncentrácia medveďov na strategických miestach, napríklad pri zdrojoch hojnej potravy alebo v súvislosti s tradičnými rujoviskami resp. zimoviskami, je normálnym a prirodzeným javom. Agresia sa vo vzťahu k iným medveďom prejavuje napríklad počas ruje, pri ujasňovaní vzájomných vzťahov a presadzovaním dominancie v konkrétnych situáciách (Lenko 2014).

Záhryzy po medveďoch na stromoch sa objavujú hlavne od apríla do júla (najmä v máji a v júni), čo naznačuje pravdepodobný súvis s rujou (Jamnický 1976, 1987, 1988a, Teren 1987). Medzi medveďmi genotypovanými zo srsti zanechanej na tzv. medvedích stromoch v Skalnatých horách (USA) bolo 44 % samíc (Stetz *et al.* 2010). Označovanie samicami bolo zistené aj v Japonsku, kde väčšinu značiek na stromoch samcami nezanechali rezidentné jedince, ale primigrujúce jedince (Sato *et al.* 2005). Alternatívnou hypotézou na vysvetlenie tendencie, že staršie medvede sa nachádzajú v najlepších biotopoch a mladšie jedince v okrajových oblastiach, je rozdielny stupeň mortality (Mueller *et al.* 2004). V okrajových oblastiach sú medvede s väčšou pravdepodobnosťou ulovené, zrazené dopravou či odstránené ako „problémové“ medvede. Preto priemerný vek je tu nižší v porovnaní s jadrovými územiami. V Chorvátsku a Slovinsku sú medvede, ktoré zahynuli pri zrážkach s dopravou najčastejšie mladé, rozptyľujúce sa samce (Huber *et al.* 1998, Dečak *et al.* 2005, Jerina *et al.* 2005). Aj na Slovensku medvede, ktoré zahynuli pri zrážkach s dopravou alebo boli zastrelené ako problémové, sú prevažne mladé jedince (Rigg & Adamec 2007, Janská 2010, Kalaš 2011b). Opatrné jedince, ktoré strávia väčšinu času v chránených územiach resp. skrytým spôsobom života a nedostanú sa do konfliktu s človekom logicky majú väčšiu šancu dožiť sa vyššieho veku.

Aktivita

Pohyb medveďov a využitie biotopu, ako aj ich rozmnožovanie a prežitie, je silne ovplyvnené dostupnosťou potravy. Celkovo je hľadanie a konzumovanie potravy hlavnou motiváciou ovplyvňujúcou pohyb a zdržiavanie sa medveďov (Herrero 1985), hoci tu môžu pôsobiť aj iné faktory. Porovnaním s ostatnou časťou roka je aktivita počas ruje vyššia o 50 – 100 %, najmä u samcov (Lenko 2014). Aktivita sa znižuje a lokalizuje v predstihu pred brložením, hlavne posledné dva týždne (Manchi & Swenson 2005, Lenko 2014).

Bilancia aktivity medveďa hnedého je veľmi variabilná geograficky, sezónne, medzi jedincami a môže byť ovplyvnená aj individuálnymi vlastnosťami (vek, pohlavie, hmotnosť, reprodukčné postavenie, fyziológia), ako aj environmentálnymi faktormi (počasie, teplotný stres, fáza mesiaca, predácia, sezónna hojnosť a druh potravy, svetlo a vyrušovanie ľuďmi) (MacHutchon 2001). Medveď môže byť aktívny cez deň aj v noci, v závislosti na podmienkach biotopu, dostupnosti potravy a ľudskej aktivite.

Základný vzorec aktivity medveďov v Európe je bimodálny, s vrcholmi aktivity za súmraku a na úsvite. Konštantné vyrušovanie ľudskými aktivitami spôsobuje, že väčšina európskych medveďov prejde na utajený nočný život, čo nie je situácia na Sibíri alebo v Severnej Amerike (Swenson *et al.* 2000). Na územiach málo využívaných človekom sú medvede vo všeobecnosti najviac aktívne počas dňa a najmenej aktívne v noci. V slovenských Karpatoch sú v územiach výraznejšie využívaných človekom medvede aktívne hlavne v noci, ale v územiach menej využívaných človekom sú aktívne aj cez deň (Rigg & Adamec 2007, Lenko 2014).

Presuny

Telemetria priniesla presné a podrobné údaje o pohybe medveďov v rámci svojich domovských okrskov. Napríklad v Chorvátsku, kde telemetrický výskum medveďov začal už v 80-tych rokoch 20. storočia, medián a maximálna priama vzdialenosť medzi po sebe idúcimi dennými lokalitami pri označených medveďoch boli 1,5 km a 8,5 km. Priemerný denný pohyb samcov a samíc bol podobný, ale samice mali tendenciu obmedziť pohyb na menšiu plochu (Huber & Roth 1993). Medvede schádzali do nižších polôh s viac otvoreným priestorom (bližšie k ľuďom), hľadať potravu v noci a následne sa vracali späť do pokojnejších, hustejšie zalesnených polôh počas dňa (Dečak *et al.* 2005). Niektoré medvede v Rumunsku chodili 15 – 17 km aj viac ku krmidlám a odpadkom (Weber 1987, Mertens & Sandor 2000).

Pohyb a výskyt má tendenciu vytvárať určité sezónne modely hlavne v závislosti od zmeny dostupnosti rôznych zdrojov potravy. Na jar sa medvede často sťahujú z miest zimných brlohov nižšie do dolín, aby sa krmili na ovocí z predchádzajúceho roka, navštevujú miesta, kde poľovníci prikrmujú zver a hľadajú zdochliny raticovej zveri, ktorá uhynula na konci zimy, alebo ju usmrtili vlci alebo rysy (Jamnický 1988b, Halák 1993, Rigg 2004a). V lete a na jeseň medvede migrujú za bohatými zdrojmi potravy, pri ktorých môže dôjsť k dočasnej trofickej koncentrácii viacerých jedincov na menšiu plochu (napríklad na lokalitu s množstvom čučoriedok, bukvic, resp. kukuričných lánov), dokonca aj v tesnej blízkosti (napríklad na rybolove pri ťahu lososov v Severnej Amerike). Posuny sú nielen horizontálne ale aj vertikálne, napríklad v Tatrách schádzajú medvede z hornej hranice lesa vo výške cca 1 500 m n. m. krmieť sa obilninami do výšky pod 900 m n. m. (Halák 1993, Rigg 2004a, Lenko 2014).

Počas ruje medvede, najmä samce, prejdú veľké vzdialenosti pri hľadaní partnerov. Iná kategória presunov je disperzia. Rozpad medvedej rodiny sa typicky odohrá v čase párenia a býva spojený s prítomnosťou dospelého samca (Dahle & Swenson 2003b). Mladé samce strávia svoju prvú zimu sami v blízkosti brlohu matky a potom, pred ďalším brložením, sa sťahujú na veľké vzdialenosti (v Škandinávii až 467 km), čo je pravdepodobne mechanizmus na zabránenie príbuzenského párenia tzv. „*inbríding*“ (Zedrosser *et al.* 2007a). Extrémny príklad bol 5-ročný samec, označený telemetrickým obojkom v r. 2014 v poľských Tatrách. V apríli – máji 2015 sa presunul cez stredné Slovensko do Maďarska, pokračoval cez celé východné Slovensko do Poľska odtiaľ na východ až na Ukrajinu (Zięba & Selva 2015). Na rozdiel, samice zostávajú v matkinom okrsku alebo jeho bezprostrednom susedstve a zvyčajne sa rozptyľujú do vzdialenosti len okolo 25 km (Støen *et al.* 2005).



© M. Kaláš

Rozptyľovanie v Škandinávii sa začalo ešte pred „nasýtením“ biotopu medveďmi (Swenson *et al.* 1998). Podobný fenomén bol zjavný v Západných Karpatoch v 80-tych rokoch, keď sa medvede zo Slovenska rozptýlili do Českej republiky a severného Maďarska (Hell & Slamečka 1999). Pravdepodobnosť disperzie a vzdialenosť disperzie juvenilných jedincov sú inverzne závislé na denzite populácie, ktorá je regulovaná sociálnymi interakciami (Støen *et al.* 2006).



© M. Kaláš

ale tiež ich tempo metabolizmu bielkovín zostane vysoké aj počas hibernácie a preto nestratia svalovú hmotu ani inak nezoslabnú. Na rozdiel od iných cicavcov, vrátane ľudí, počas dlhšieho neaktívneho obdobia, medvede nestrácajú z kostí kalcium, netrpia osteoporózou. Hibernujúce medvede majú veľmi vysokú hladinu cholesterolu v krvi a napriek tomu nedostanú žlčové kamene ani nemajú príznaky žiadneho cievneho ochorenia. Medvede sa taktiež vyhnú novej hrozbe vzniku toxických látok počas metabolizmu tukov, dokonca aj keď žijú čisto len z tuku svojho tela.

Časovanie brloženia je pravdepodobne kontrolované spolupôsobením viacerých stimulov, vrátane zníženej dostupnosti potravy, nízkej teploty, snehu, fyzickej kondície, pohlavia, veku, reprodukčného postavenia. Gravidné samice zaľiezajú do brlohov prvé, v Tatrách už okolo polovice októbra, a samce posledné, o mesiac a viac neskôr (Lenko 2014). Veľké samce si môžu uchovať viac tuku a stratiť menej energie, vďaka menšej ploche povrchu tela v pomere k objemu, preto môžu zostať aktívne dlhšie (Manchi & Swenson 2005).

Brloženie

V závislosti od geografickej polohy a vytvorenia dostatočných tukových zásob sa medvede hneď stávajú v neskoré jeseni letargické a ukladajú sa na zimný spánok. Hlavným účelom hibernácie je pravdepodobne redukovať množstvo energie, ktorú živočíchy používajú v obdobiach, keď je málo dostupnej potravy. Telesná teplota klesá o 4 – 5 °C, spotreba kyslíka o takmer polovicu a srdcový tep o 75 % (Nelson *et al.* 1983, Hissa 1997, Hellgren 1998, Hilderbrand *et al.* 2000). To, že ich telesná teplota zostane pomerne vysoká je výhodou v prípade ohrozenia, keď sa medveď môže rýchlo zobudiť a má šancu uniknúť či brániť sa.

Brloženie je pravdepodobne adaptácia na obmedzené zdroje potravy počas zimy a možno aj na narodenie zraniteľných mláďat, ktoré si nedokážu zabezpečiť vlastnú termoreguláciu (Swenson *et al.* 2000). Hibernujúce medvede spaľujú svoje rezervy tuku, ktoré nazbierali intenzívnym kŕmením sa počas leta a jesene. To im poskytuje dvakrát viac energie ako proteíny alebo uhľohydráty. Vedľajšie látky sú oxid uhličitý, ktorý medveď vydychuje a voda, ktorá sa môže využiť pri ďalších metabolických procesoch. Ďalším vedľajším produktom je glycerín, ktorý v kombinácii s odpadovým nitrogénom z metabolického procesu bielkovín pomáha doplniť aminokyseliny potrebné pre medveďa. Toto zabraňuje, aby močovina narástla do množstva, ktoré je toxické. Medvede sa preto môžu nielen vyhnúť potrebe močiť a takto ostať neaktívne,



© M. Kaláš

Samice s novými mláďatami opúšťajú svoje brlohy oveľa neskôr ako ostatné medvede. V Tatrách sa samice s mláďatami objavujú najčastejšie v apríli až začiatkom mája (Kováč 2003, Lenko 2014). Medvedica, ktorej sa v brlohu narodili medvieďatá v ňom strávi okolo 200 dní, dospelý samec do 100 dní a ostatné medvede priemerne 150 dní (Lenko 2014). Telemetricky sledované gravidné samice vo Švédsku zostali v brlohu v priemere o mesiac dlhšie ako osamelé samice, samice so staršími mláďatami, subadultmi. Samce sa objavili v priemere o 17 dní skôr ako samice. Dĺžka času v brlohu sa znižovala s hmotnosťou a vekom u samcov ale u samic sa zvyšovala (Friebe *et al.* 2001, Manchi & Swenson 2005).

V Škandinávii čas začiatku brloženia medveďov úzko koreluje s prvým snehom, ale nebol pozorovaný žiadny vzťah medzi dátumom vyliezania z brlohov a prítomnosťou snehu na jar, čo naznačuje, že objavovanie sa medveďov na jar môže byť stimulované dĺžkou dňa alebo teplotou (Friebe *et al.* 2001, Manchi & Swenson 2005). Na Slovensku bola zima 2005 – 2006 dlhá a studená s veľkým množstvom snehu, zatiaľ čo zima 2006 – 2007 bola krátka a mierna s menším množstvom snehu, ale v oboch prípadoch sa prvé stopy medveďov objavili v Západných Tatrách v druhej polovici februára (Rigg & Adamec 2007).

Ak je teplota vyššia alebo je dostupná potrava, medvede nemusia hibernovať vôbec. Počas miernej zimy 1982 – 1983 boli niektoré medvede na strednom Slovensku aktívne počas celého januára (Pelikán 1983). Podobná situácia bola v zime 2013 – 2014. Intenzívne prikrmovanie poľovníkmi (Hell & Slamečka 1999) a dobrá úroda jarabiny (Baláž 2002) môžu vplývať na aktivitu medveďov. Podľa Haláka (1993), môžu medvede počas zimy byť aktívne nielen vtedy, keď stúpne teplota, ale aj vtedy ak výrazne klesne. Spomínaný autor sa zmieňuje o medveďoch v Tatrách, ktoré vyšli zo svojich brlohov a krmili sa šípovou ružou (*Rosa canina*) od 15. 12. 1984 do 5. 1. 1985, keď nočná teplota bola $> 0^{\circ}\text{C}$, ale tiež od 6. 1. do 10. 1. 1987, keď bola teplota -17 až -28°C . V januári – februári 2012 boli medvede aktívne na strednom Slovensku v čase, keď bol mimoriadne hlboký sneh (do dvoch metrov) s teplotami v rozpätí od -15°C do -25°C takmer celých 10 dní (Rigg 2012, Lenko 2014).

2.1.6 Potravná ekológia

Medveď hnedý patrí síce do radu mäsožravcov (Carnivora), ale je všežravcom a zároveň hibernantom (zimným spáčom). Táto stratégia mu umožňuje využiť trofické zdroje v priebehu vegetačného obdobia, kedy medvede ukládajú tukové zásoby a v šetrení energie počas zimného obdobia, kedy je potravy nedostatok (Baláž 2002). Optimalizuje výber stravy s cieľom splniť rôzne energetické a nutričné požiadavky a zároveň minimalizovať výdavky na energiu (Bojarska & Selva 2012). Potrava medveďa sa výrazne líši v rámci celého areálu výskytu, takmer z bylinožravej na juhu do vysoko mäsožravej v severných oblastiach Európy (Vulla *et al.* 2009).

Medvede hnedé prechádzajú cez 4 biochemické a fyziologické štádiá počas roka: hibernácia, hypofágia (zníženým príjmom potravy), normálny stav, hyperfágia (zvýšeným príjmom potravy). Počas neskorého leta a na začiatku jesene je pre medvede veľmi dôležitá



© M. Kalas

konzumovať potravu s vysokým energetickým obsahom, aby si vytvorili tukové zásoby, nevyhnutné pre hibernáciu (Swenson *et al.* 2000).

V Tatrách a vo Veľkej Fatre sa v r. 2001 – 2003 zistilo, že rastlinná potrava tvorila cca 91 % celkového objemu trusu medveďa a cca 84 % skonzumovaného suchého materiálu (Rigg & Gorman 2006a). Trávy/byliny dominovali na jar a začiatkom leta, s presunom od júla k dužinatým plodom: brusnica čučoriedková (*Vaccinium myrtillus*), ostružina malinová (*Rubus idaeus*), brusnica obyčajná (*Vaccinium vitis-idaea*), jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*). Živočišna potrava tvorila cca 8 % celkového objemu trusu a cca 15 % skonzumovaného suchého materiálu. Medvede často konzumujú kadávery kopytníkov. Koncom zimy vyhľadávajú zvyšky kopytníkov, ktoré uhynuli resp. boli strnuté vlkom. Počas mája – júla sa v truse našli časti mláďat z čeľade jeleňovitých a svine divej. Niektoré mohli byť získané následkom predácie. Celkový podiel kopytníkov tvoril približne 6 % skonzumovaného suchého materiálu. Vplyv medvedej populácie na raticovú zver v Tatrách je však nepatrný (Kováč 2003).

Hoci bolo známe, že sa v skúmanej oblasti vyskytli útoky na ovce a dobytok, v žiadnej z analyzovaných 373 vzoriek trusu neboli nájdené zvyšky hospodárskych zvierat, čo ukazuje, že nie sú významnou časťou potravy (Rigg & Gorman 2006b). Hmyz (hlavne mravce a osy) sa vyskytoval vo vzorkách oveľa častejšie a vo väčších množstvách ako veľké cicavce (Rigg 2004a, Rigg & Gorman 2006a). Hmyz je bohatý na bielkoviny a je zdrojom základných aminokyselín (Swenson *et al.* 2000).

Všetky antropogénne zložky potravy tvorili aspoň 23 % celkového objemu trusu a cca 40 % a viac skonzumovaného suchého materiálu (Rigg 2004a, Rigg & Gorman 2006a). Odpadky boli nájdené v cca 7 % trusu, podstatne častejšie na jar než v hociktorom inom ročnom období. Konzumovanie antropogénnej potravy bolo najnižšie v júni – auguste, keď sa medvede živili prevažne vegetáciou, dužinatými plodmi a mravcami. Ovocie, tvrdé plody a osy boli dôležitým zdrojom potravy v septembri – novembri. Zistilo sa však, že celkovo na jeseň v potrave medveďov v skúmanej oblasti dominovali poľnohospodárske plodiny, získavané z krmidiel a pred žatvou z okolitých polí.

Takisto ako medzi ročnými obdobiami, môže sa dostupnosť potravy pre medvede obmieňať aj medzi lokalitami a rokmi. Zastúpenie jednotlivých druhov sa môže z roka na rok meniť podľa úrody (Baláž 2002). Priestorové variácie v potrave medveďa hneďého sú výsledkom podmienok prostredia, najmä klimatických faktorov, ktoré ovplyvňujú nutričné a energetické požiadavky, rovnako ako miestna dostupnosť potravín (Bojarska & Selva 2012). Navyše boli pozorované aj rozdiely medzi vekovými triedami a pohlaviami. Samice napríklad skonzumujú väčšie množstvo hmyzu než samce, zatiaľ čo dospelé samce vo všeobecnosti získavajú viac potravy predáciou (Swenson *et al.* 2000).

Hoci existuje určitá konkurencia a príležitostné agresívne stretnutia, medvede majú pravdepodobne prospech z prítomnosti vlkov, a to zvyšovaním príjmu bielkovín zo zvyškov kopytníkov (Ballard *et al.* 2003). Medvede vyhľadávajú zvyšky po vlkoch alebo sa snažia pripraviť ich o úlovok – tzv. kleptoparazitizmus (Krofel *et al.* 2013), čo malo na svedomí až 67 % z 18 prípadov stretov medzi týmito druhmi zaznamenanými v Poľsku (Jakubiec 2001).

Podakovanie

Za pomoc pri príprave textu autor ďakuje M. Haringovi a S. Beťkovej.



© R. Siklienka

2.2 Vlk dravý (*Canis lupus*)

Robin Rigg & Slavomír Findo

Hoci táto kapitola sa zameriava na biológiu a ekológiu druhu, pokladáme za dôležité zmieniť sa aj o vzťahu človeka a vlka. U ľudí vyvoláva diametrálne odlišné pocity a postoje. V minulosti bol vlk obávaný, nenávidený a prenasledovaný v širokom areáli svojho výskytu (Lopez 2000). Ešte aj v dnešnej dobe sa v častiach Európy, Ázie a Severnej Ameriky používajú rôzne spôsoby lovu s cieľom znižovania jeho stavov. Avšak so zmenami v spoločnosti a v postojoch od 70-tych rokov 20. storočia sa vlk stal nielen chráneným druhom ale aj ikonou environmentálneho hnutia, v poslednom čase aj niektorých ekológov, snažiacich sa o obnovu „divočiny“. Úloha vedy a výskumu by mala poskytnúť objektívny pohľad (Mech 2012).

2.2.1 Opis druhu

Vlk dravý (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) má mimoriadne veľký areál výskytu, najväčší zo všetkých terestrických cicavcov okrem človeka, v rámci ktorého obýva rozmanité biotopy (Fritts *et al.* 2003). Ako oportunista s rôznorodou potravou je umelcom adaptácie a prežitia (Hell *et al.* 2001). K tomu značne prispelo, že vlk je sociálny, inteligentný druh s pomerne vysokým reprodukčným potenciálom (Packard 2003).

Areál rozšírenia vlka má holarktický charakter. Pôvodne obýval celú severnú pologuľu od približne 20° zemepisnej šírky až po Arktídu – celý severoamerický kontinent od Mexika po Grónsko a Euroáziu vrátane Arabského polostrova, Indie a Japonska. Následkom toho má veľmi variabilný fenotyp (veľkosť, sfarbenie, hmotnosť). Popisovaných je niekoľko poddruhov. Donedávna sa rozdeľovali prevažne na základe geografického rozšírenia, veľkosti a lebečných mier (Nowak 2003). Moderné spôsoby genetického výskumu poskytujú nové informácie, ktoré nie sú vždy v súlade so zaužívanými metódami (Wayne & Vilà 2003, Pilot *et al.* 2006, Stornen *et al.* 2013). Avšak genetický výskum potvrdil, že pes domáci je buď potomkom vlka, alebo majú spoločného predka (Thalmann *et al.* 2013).

Vlk dravý je najväčším z čeľade psovité šeliem a po medveďovi hneď druhým najväčším terestrickým predátorom v Európe. Dospelý vlk váži od 20 do 80 kg s celkovou dĺžkou tela bez chvosta 110 – 148 cm, v Arktíde ešte viac, v Stredozemí menej. Vlíčice sú menšie, ich váha sa pohybuje od 15 do 55 kg (Boitani 2000). Priemerná hmotnosť tela zistená medzi vlkami odstrelenými v slovenských Karpatoch bola 43 kg u samcov a 36 kg u samic (Hell *et al.* 2001). Chvost je huňatý, dlhý 30 – 50 cm a slúži vlkom aj na vnútrodruhovú komunikáciu (Harrington & Asa 2003).

Srsť je zložená z dvoch vrstiev – hustá jemná podsada a vrchná dlhšia (pesíky), ktorá odvádza vlhkosť a poskytuje dobrú izoláciu. Na chrbte, najmä na kohútiku, môže dosiahnuť 9 až 13 cm (Hell *et al.* 2001). Zimná srsť im vypadáva postupne počas apríla až mája. V letných mesiacoch má vlk krátku srsť, preto vyzerá byť chudší. Nová zimná srsť mu začína vyrastať v auguste. Dospelé vlky majú rôzne sfarbenie, od čierneho v Severnej Amerike až po bielu u vlka polárneho, typické je však striebrosivé. Vlíčatá majú husté, mäkké, tmavé osrstenie.

Dva najlepšie zmysly u vlka sú čuch a sluch. Čuchová zóna v nosnej dutine zaberá u vlka 14 krát väčšiu plochu ako u človeka. Dokáže zavetriať korisť aj zo vzdialenosti 2,5 km (Hell *et al.* 2001). Čuch hrá veľmi dôležitú úlohu aj vo vnútrodruhovej komunikácii (Harrington & Asa 2003). Zrak vlka je o niečo slabší ako čuch a sluch, ale je výkonný aj v noci.

Ruské porekadlo hovorí, že „vlka živia nohy“. Jeho vysoké, štíhle, ale mocné končatiny sú prispôbené svižnému pohybu v miernom kluse okolo 8 – 9 km/h na veľké vzdialenosti bez toho, že by sa príliš unavil (Hell *et al.* 2001, Mech & Boitani 2003). Na mohutnejších predných labách má päť prstov (jeden je zakrpatený) a na zadných štyri. Hruď je pomerne úzka, pri chôdzi stopy oboch predných láb sú takmer v jednej línii. Laby zadných nôh kladie do stôp predných, zadný vlk stúpa do stopy predného vlka, čím šetrí energiu v hlbokom snehu.

Je všeobecne známe, že vlky žijú a lovia vo svorkách, ktorých členovia vytvárajú medzi sebou prísnu hierarchiu. Rozvinuté sociálne správanie a signály usporiadajú svorku vo vzájomnom súlade, koordinácii a spolupráci (Mech 1970, Hell *et al.* 2001, Harrington & Asa 2003). Možno menej známe však je, že typickú vlčiu svorku tvorí rodina. Dominantné tzv. „alfa“ jedince sú rodičia, ostatní členovia svorky sú zväčša ich potomkovia. Teritorialita obmedzuje množstvo svoriek na danom území, sociálne správanie, počet reprodukčných samic a rozptyľovanie podporuje šírenie populácie a tok génov (Boitani 2000).

2.2.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo

Vlky žijú väčšinou monogamne (Mech 1970, Mech & Boitani 2003). Nájdú si partnera, s ktorým ostanú zvyčajne po celý rok, aj niekoľko rokov. Párenie prebieha raz do roka v období od januára do marca (Schmidt *et al.* 2008), vlčica je schopná oplodnenia iba 5 – 7 dní počas ruje (Hell *et al.* 2001).

Po dvojmesačnej gravidite sa v brlohu rodia mláďatá, v našich podmienkach od prvej dekády marca do polovice mája. Typický brloh je skrytý na ťažko dostupných miestach, zvyčajne v centrálnej časti teritória, v blízkosti vody (Packard 2003). Najčastejšie sú to zemné diery, buď rozšírený líščí brloh alebo vlčica ich vyhrabe sama alebo s pomocou samca, prípadne ostatných členov svorky (Hell *et al.* 2001). V prípade jeho odhalenia človekom, vlčica premiestni potomstvo na iné miesto.

Počet mláďat vo vrhu sa pohybuje od 1 do 12, ale priemer býva okolo 4 – 6 (Okarma 1997, Fuller *et al.* 2003, Sidorovich *et al.* 2007). Pri narodení vážia do pol kilogramu, počas prvých dní sú slepé, hluché a plne závislé od matkinho mlieka, tepla a ochrany. Vlčica zostáva pri mláďatách 3 – 4 týždne, dojčí ich niekoľkokrát za deň, zatiaľ čo jej partner denne vychádza na lov a prináša potravu.



Víťatá začínajú počuť po niekoľkých dňoch od narodenia. Oči sa im otvárajú približne po 12 – 14 dňoch, kedy sú aj schopné sa postaviť, kráčať a začnú skúmať svoje okolie. Po približne 3 týždňoch vychádzajú na povrch, nadväzujú prvé sociálne kontakty s ostatnými členmi svorky a okrem mlieka postupne konzumujú pevnú potravu. Od asi 5 týždňov veku sú aktívnejšie a môžu nasledovať svojich rodičov na krátke vzdialenosti, napríklad ak sa rozhodnú zmeniť stanovište (Packard 2003).

V lete vo veku približne 8 až 20 týždňov víťatá prestanú cicať a premiestňujú sa na povrchové zhromaždiská alebo „táboriská“ (angl. „rendezvous site“ resp. „homesite“). Strávia veľa času hraním s rôznymi predmetmi alebo aj s členmi svorky, čím sa zoznamujú so svojím prostredím a cvičia zručnosti potrebné pre lov. Pri kŕmení vytvoria medzi sebou hierarchiu nadradenosti. Vlký sú k mláďatám veľmi pozorné. Starajú sa o nich nielen obidvaja rodičia, ale aj ostatní členovia svorky, napríklad starší súrodenci. Nosia potravu mláďatám v žalúdku, ktorú im čiastočne natrávenú vyvrhujú, neskôr im prinášajú kusy mäsa.

Po dosiahnutí veku 4 – 5 mesiacov sú mladé vlky mobilnejšie a od jesene dokážu chodiť s ostatnými členmi svorky. V prvej zime života sú už telesne dobre vyvinuté a veľkosťou sa len málo líšia od dospelých. Ešte však potrebujú viac skúseností, aby mohli byť dobrí lovci, preto sprevádzajú starších, ktorí stále hrajú hlavnú úlohu pri love. Juvenilné jedince zostávajú v materskej svorke do veku približne dvoch rokov, kedy pohlavne dospievajú. Práve v tomto období sa niektoré z nich rozhodnú opustiť rodičovské teritórium a začnú si hľadať nové územie a partnera, aby si založili novú svorku. Svoju plnú fyzickú vyspelosť dosiahnu približne vo veku 5 rokov (Hell *et al.* 2001).

2.2.3 Populačná ekológia

Najdôležitejším prirodzeným faktorom, ktorý ovplyvňuje početnosť vlkov je množstvo dostupnej potravy (Hell *et al.* 2001). Existuje silná pozitívna korelácia medzi abundanciou koristi a denzitou vlčej populácie (Fuller *et al.* 2003). Dostatok potravy spôsobuje lepšie prežívanie mláďat aj dospelých, čo vedie k vyššej denzite vlkov. Priemerná denzita z oblasti Západných Karpát bola odhadovaná v rozmedzí od 1,20 do 4,20 na 100 km², pričom najvyššia zistená hodnota je z oblasti Bieszczad v južnom Poľsku (Smietana & Wajda 1997). Pomerne priaznivý stav vlčej populácie v slovenských Karpatoch od konca 20. storočia úzko korešponduje s výrazným

nárastom populácie hlavnej koristi, čo dokumentuje aj jej lov, keď za ostatných 10 rokov sa ročný odstrel zvýšil z 60 000 na 133 000 kusov raticovej zveri. Na druhej strane, pred sto rokmi v záznamoch o love z úradov a lesných správ Liptovskej župy sa vlk prakticky neobjavuje, obdobne ako jelenia zver (Jamnický 1993, Hell *et al.* 2001).

Populačná hustota vlka je obmedzená aj jeho teritorialitou (Boitani 2000). Základnou jednotkou populácie vlka je svorka, ktorá vzniká pri stretnutí samca a samice, ktorí vytvoria pár a majú mláďatá (Fuller *et al.* 2003). Na to, aby vlčí pár vychoval mláďatá, potrebuje svoje teritórium. V prípade, že je populácia nasýtená, niektoré jedince musia čakať, kým sa teritórium uvoľní. Najskorší vek, v ktorom je jednoznačne zdokumentované rozmnožovanie vlkov vo voľnej prírode sú 2 roky, priemer sú 3 roky, ale v niektorých častiach sveta sa samice nepária skôr ako dosiahnu 4 roky (Fuller *et al.* 2003). U vlkov, rovnako ako u mnohých iných druhov, vek prvého vrhu pravdepodobne závisí aj od podmienok prostredia, vrátane množstva potravy, ako aj stavu populácie.

Ďalší mechanizmus s autoregulačným účinkom na početnosť vlčej populácie je sociálne správanie, ktoré obmedzuje množstvo reprodukčných samíc (Boitani 2000). Väčšina vlčích svoriek produkuje jeden vrh za rok. V ucelenej rodinnej jednotke, kde nedošlo k strate dospelých, sa párenia zúčastňuje iba dominantný pár, ktorý nepustí ostatné samice a samce vo svojej svorke k páreniu (Hell *et al.* 2001). V jednom roku sa v populácii pári 33 – 58 % dospelých samíc (Fuller *et al.* 2003).

Ak nepodľahnú chorobám, zvyčajne vysoké percento vlčích mláďat prežije leto. Avšak na jeseň, keď vrcholí potravné nároky mláďat a zároveň je korisť menej zraniteľná, niektoré môžu hladovať. Do veku jedného roka prežije zhruba 50 % mláďat. Všeobecne platí, že málo vlkov sa dožije vo voľnej prírode viac ako 4 či 5 rokov, i keď boli prípady, kedy dosiahli vek 12 – 13 rokov (v zajatí aj 17). Sú záznamy 11-ročných samíc, ktoré vrhli mladé. Avšak, staré samice môžu byť zastúpené v roli rodiča svojimi dcérami (Fuller *et al.* 2003).

Prirodzenú dynamiku populácie vlka bez vplyvu človeka je v Európe sledovať takmer nemožné (Hell *et al.* 2001). Populačná hustota medzi rôznymi oblasťami značne kolíše a spolu so zmenami početnosti a rozšírenia súvisí s mierou prenasledovania (Jedrzejewska *et al.* 1996). Aj na Slovensku sa ho pokúsili zlikvidovať použitím želez a trávením strychnínom za odmenu (Jamnický 1993, Hell *et al.* 2001). Koncom 19. a začiatkom 20. storočia bol vlk na Slovensku na hranici vyhuby. Počas obidvoch svetových vojen sa jeho stavy mierne zvýšili, ale v medzivojnovom období opäť poklesli. Posledný významný úpadok vlčej populácie bol zaznamenaný v 60-tych rokoch 20. storočia. Od roku 1975, keď bolo zakázané trávenie, chytanie do želez a vyberanie mláďat z brlohov, populácia vlka na Slovensku narástla a v súčasnosti je stabilizovaná, prípadne má mierne rastúci charakter (Findo 1995, Hell *et al.* 2001, Rigg 2008, Antal *et al.* 2015 nepubl.).

Genetický výskum v Slovensku ukázal, že intenzívny lov má významný vplyv na sociálnu štruktúru vlčej populácie (Jelenič 2013). V populáciách podliehajúcich vysokému poľovníckemu tlaku, svorky aj teritória bývajú menšie, pričom dochádza k častej obmene s novými svorkami okupujúcimi uvoľnené oblasti. V týchto populáciách, rodičovské páry tvoria vyšší podiel populácie a párenie začína v mladšom veku, takže produkcia vlčiat má rastúcu tendenciu (Fuller *et al.* 2003). Podľa vekovej analýzy predložených lebiek vlkov odlovených na Slovensku, v minulosti vlčatá tvorili minimálne 34,2 % (Hell & Ďurička 1989). Priemerný po-



© R. Siklienka

čet vlkov stopovaných spolu na snehu na Liptove v januári – februári 2010 – 2013, kedy bol nahlásený odstrel 130 až 150 ročne, len bol 1,7 – 2,8 jedincov (Rigg 2011, 2012, 2013).

Vo svorkách, kde došlo k strate hierarchicky najvyššie postavených jedincov (rodičovský pár), nastupuje mechanizmus, ktorý kompenzuje mortalitu. Úbytok jedincov sa svorka a populácia snažia nahradiť (Sidorovich *et al.* 2007). Vyskytujú sa viacnásobné vrhy vo svorke, to znamená že viacero vlčíc má súčasne potomstvo. Sú známe prípady, že dve vlčice vychovejú mláďatá v jednom brlohu. Pri veľkých stratách sa v populácii začne rodiť viac samíc ako samcov.





2.2.4 Habitatové nároky

Vlk má na Slovensku viac – menej súvislé rozšírenie, v súčasnosti obýva väčšinu východných a stredoslovenských pohorí, pričom okrajovo zasahuje aj do niektorých pohorí západného Slovenska. Hlavné biotopy výskytu tvoria bohato štruktúrované rozľahlé územia s lesmi, pasienkami, poľami, hoľami alebo lúkami vo výškach do cca 2000 m (Findo *et al.* 2008). Aj v období populačného minima vlky trvalo obývali severovýchodné Slovensko. Pahorkatiny popretkávané lesíkmi, lúkami a poľnohospodárskou krajinou, pri nízkom počte obyvateľstva sú najzachovalejším biotopom vlka u nás.



Aj keď sú všeobecne vhodné veľké lesné komplexy, vlk nie je primárne lesným živočíchom (Boitani 2000). Ako druh sa adaptoval na najrozmanitejšie typy biotopov a dokáže žiť aj v extrémnych podmienkach. Obýva rôzne typy krajiny vrátane tundry, vysokých hôr, cez dažďový prales a teplomilné lesy až po púšť ale aj kultúrnu krajinu osídlenú ľuďmi. V minulosti žili vlky na celom európskom kontinente, vrátane celého územia Slovenska, čo dokazujú aj mnohé geografické názvy (Hell *et al.* 2001). Postupným osídľovaním, kultiváciou krajiny a prenasledovaním, človek čoraz viac vlky hubil. Tým bol pôvodný rozsiahly areál výskytu vlka výrazne zmenšený a fragmentovaný (Boitani 2000). Rozšírenie vlka na Slovensku prešlo výraznými zmenami v období pred a po oboch svetových vojnách. Tieto zmeny predovšetkým súviseli s mierou jeho prenasledovania. Súčasný výskyt vlka preto nie je odrazom iba biologických potrieb a ekologických preferencií druhu ale aj výsledok vplyvu ľudskej činnosti v minulosti a dnes.

V dnešnej dobe prebieha rekolonizácia vlka v Európe, a to nielen do vrchov napr. Álp, ale aj do nížinných oblastí (Kaczensky *et al.* 2013a, Chapron *et al.* 2014). Sú náznaky, že niektoré predtým izolované populácie sa opäť prepájajú (Ražen *et al.* 2015). Niektoré oblasti sú človekom výrazne zmenené od čias, keď ich vlk naposledy obýval. Aj do takýchto území sa vlk dokáže navrátiť, o čom svedčí napr. osídlenie bývalých vojenských priestorov v Nemecku a poľí v Španielsku (Blanco & Cortés 2007). Pri diaľkových presunoch vlky dokázali prejsť cez hlavné dopravné koridory a značne fragmentované územia. Vlky

boli zaznamenané aj vo veľkých mestách (Promberger *et al.* 1997). Je teda mýtus, že vlk je bytosť divočiny (Mech 1995), ale potrebuje dostatok potravy, úkrytov a aspoň nejakú mieru tolerancie od ľudí (Linnell *et al.* 2001, Boitani 2003).

Z údajov Národného lesníckeho centra (NLC) a ŠOP SR vyplýva, že areál rozšírenia vlka na Slovensku sa od začiatku 90-tych rokov 20. storočia po súčasnosť zväčšil asi o približne 10 % (Antal *et al.* 2015 nepubl.). Znovu osídlil juhozápadné a južné výbežky Karpát vrátane Maďarska s prevahou listnatých lesov (Hausknecht *et al.* 2010). V severozápadnej časti preniká na Moravu (Kutal & Rigg 2008).

2.2.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky

Vlky sú silne teritoriálne. Svorka osídľuje určité územie a bráni pred inými jedincami svojho druhu. Teritórium je aktívne označované močom a trusom na strategických miestach a pozdĺž jeho hraníc (Boitani 2000). Aj vytie upozorňuje iné vlky, že teritórium je

obsadené i keď najviac slúži na zvolávanie svorky či motiváciu pred lovom (Harrington & Asa 2003, Nowak *et al.* 2007). Susedné svorky si väčšinou hranice navzájom rešpektujú a ich teritória sa takmer neprekrývajú (Okarma *et al.* 2008), niekedy však dôjde pri strete svoriek k fyzickým konfliktom dokonca aj zabitiu rivalov (Hell *et al.* 2001, Mech & Boitani 2003, Packard 2003).

Väčšinu vlčích svoriek tvorí reprodukčný pár a jeho potomstvo jednej či viacerých generácií, prípadne i ďalších príbuzných jedincov. V Európe máva svorka vlkov spravidla do 8 členov. V populáciách na Sibíri, Aljaške či v Kanade môže počet jedincov v jednej svorke presiahnuť 20, ale priemer býva v rozmedzí 3,5 – 11,5. Veľkosť svorky sa mení počas roka. Najväčšia je po narodení mláďat a znižuje sa mortalitou a rozptyľovaním. Pozorované počty nemusia zodpovedať skutočnej veľkosti celej svorky, keďže nie vždy sa všetci členovia zdržiavajú spolu (Fuller *et al.* 2003).

Veľkosť teritória je rôzna, od niekoľkých desiatok do tisícky kilometrov štvorcových. Závisí predovšetkým od množstva koristi – čím viacej potravy, tým menšie sú domovské okrsky. V rámci Európy spravidla sú menšie okrsky na juhu, najväčšie v Škandinávii (Okarma *et al.* 1998). Celková veľkosť teritória dvoch vlčích svoriek monitorovaných VHF telemetriou na Slovensku v 90-tych rokoch 20. storočia bola 150 a 190 km². Dospelá vlčica v Ďumbierskej časti Nízkych Tatier mala teritórium, ktoré zasahovalo do desiatich poľovných revírov (Findo 1998, Findo & Chovancová 2004). Pre porovnanie, veľkosti domovských okrskov vlka v Bialovežskom pralese zistené podobnou metódou, predstavovali 173 až 294 km² (Okarma *et al.* 2008). Satelitnou GPS telemetriou v Slovinsku zistili, že veľkosť domovských okrskov v Dinárskom pohorí je ešte väčšia v rozpätí 259 – 560 km² (Potočník *et al.* 2013).

Aktivita vlkov sa v priebehu roka mení najmä v čase rozmnožovania, ale aj vplyvom dostupnosti potravných zdrojov, miery prenasledovania a ďalších faktorov. Celkovo môžeme rok v živote vlka rozdeliť do dvoch období, ktoré majú úplne odlišnú priestorovú aktivitu. Jarno – letná aktivita je sústredená v oblasti brloha, neskôr sa presunie do miest stretávania – zhromaždisk. Kým vlčica ostáva s mláďatami, samec a prípadne ostatní členovia denne odchádzajú rôznymi smermi za korisťou, pričom svoju loveckú stratégiu realizujú aj jednotlivito alebo v menších „tímoch“. V období, keď nosia potravu vlčici a mláďatám, ich trasy nie sú tak rozsiahle ako v iných mesiacoch roka. Napríklad letný domovský okrsek samca v severnej časti Tatier, sledovaný rádiotelemetriou, mal cca 85 km², čo bolo asi o polovicu menej ako zime (Chovancová *et al.* 2010).

Na jeseň a v zime je situácia úplne iná. Odrastené mláďatá už dokážu chodiť s ostatnými členmi svorky. Vlky preto v tomto období už nemajú dôvod stále sa vraciť do konkrétnej lokality a prechádzajú na nomádsky spôsob života. Strávia viac času spolu vo svorke, i keď sa niekedy rozdeľujú na určitý čas. Putujú v rámci teritória a pri hľadaní koristi prejdú za deň v priemere 22 – 28 km (Ciucci *et al.* 1997, Okarma *et al.* 1998, Jedrzejewski *et al.* 2001, Promberger *et al.* 2002, Mech & Boitani 2003, Findo & Chovancová 2004). Mnohé z ich aktivít sa odohrávajú v noci, ale vlky môžu byť aktívne kedykoľvek aj cez deň, hlavne v zime (Kusak *et al.* 2005, Theuerkauf *et al.* 2007).

Za účelom založenia novej rodiny, väčšina juvenilných vlkov opustí materskú svorku v rozmedzí veku 9 až 36 mesiacov (Packard 2003, Blanco & Cortés 2007), niektoré však zostanú s rodičmi až do veku 54 mesiacov (Mech & Boitani 2003). Rozptyľovanie podporuje šírenie populácie a pomáha zabrániť *inbrídingu* (Boitani 2000). Rozptyľujúce sa jedince tvoria časť solitérnych vlkov, ktoré bežne predstavujú 2 – 15 % zimnej populácie (Voskár 1993, Šmietana & Wajda 1997, Fuller *et al.* 2003). Potulujú sa dovtedy, pokiaľ si nenájdu vlastné teritórium. Počas týchto presunov, niektoré z nich prekonávajú veľké vzdialenosti, aby našli partnera, najmä tam, kde je nízka populačná hustota vlka (Valiére *et al.* 2003, Wabakken *et al.* 2007, Andersen *et al.* 2015), a osídľujú územia vzdialené od miesta narodenia. Vlk má schopnosť prekonávať prírodné prekážky, dopravnú infraštruktúru, ako aj rozsiahle odlesnené oblasti. Napríklad ročný samec zo severných Apenín prešiel v období od marca do januára až 1 245 km cez zaľudnenú krajinu do Francúzskych Álp (Ciucci *et al.* 2009). Ďalší mladý samec počas 98 dní od decembra do marca prešiel 1 176 km zo Slovinska cez Rakúske Alpy do Talianska, kde si našiel vlčicu a spoločne vychovali mláďatá. Cestou prešiel cez sedlo vo výške 2 600 m n. m. s hlbokou snehovou pokrývkou a preplával 280 m širokú rieku (Ražen *et al.* 2015).



© S. Harvančík

2.2.6 Potravná ekológia

Vlk je oportunista, jeho potrava je rozmanitá a závisí od toho, čo je dostupné v jeho biotope (Boitani 2000). V mnohých častiach jeho areálu sú najdôležitejšou korisťou predovšetkým kopytníky (Okarma 1995, Mech & Peterson 2003), ale ako vysoko adaptabilný druh, prežije aj na menších druhoch cicavcov. Zriedkavosť alebo absencia prirodzenej koristi spôsobí zameranie sa na dobytok, rastliny, bezstavovce alebo iné zdroje, vrátane zdochlín a dokonca aj odpadkov (Zlatanov *et al.* 2014).

V stredoeurópskych podmienkach je najčastejšou potravou jeleň, diviak a srnec (Smietana & Klimek 1993, Okarma 1997, 2014, Strnádová 2000, Findo 2002, Rigg & Gorman 2004, Nowak *et al.* 2005, Jędrzejewski *et al.* 2012, Lanszki *et al.* 2012). V Západných Karpatoch tieto tri druhy tvoria cca 95 % celkovej konzumovanej potravy. Inde vo svete vlky lovia aj losa, soba, antilopy, divé ovce, aj ďalšie druhy (Hell *et al.* 2001). Lokálne vlky lovia aj menej početné druhy, napr. zubra (Jędrzejewski *et al.* 2000), či kamzíka (Janiga & Hrkľová 2002). Zo stredne veľkých živočíchov lovia napríklad zajaca a bobra. Vlky zabíjajú a niekedy konzumujú iné mäsožravce, ako napríklad líšky, jazvece, psíky medvedíkovité, ale aj túlavé mačky a psy (Brtek & Voskár 1987). V niektorých častiach areálu vlka sú dôležitou zložkou jeho potravy aj obojživelníky, plazy a ryby (Moskowitz 2013).

V lete si vlky spestria potravu rôznymi druhmi hlodavcov, ale ich hlavnú potravu stále tvoria voľne žijúce kopytníky, predovšetkým mláďatá. Na Slovensku hospodárske zvieratá tvoria menej ako 5 % konzumovanej potravy vlka počas pastevnej sezóny, kedy sú ovce a hovädzí dobytok najprístupnejšie (Rigg & Gorman 2004). Doplnkovú zložku tvorí ovocie, vtáky, chrobáky, atď. Súčasťou potravy sú aj trávy, ktoré plnia funkciu zlepšovateľa trávenia, doplnenia vitamínov, prípadne čistenia sa od črevných parazitov, najmä pásomníc.

Podiel jednotlivých zložiek v potrave vlka na Slovensku sa líši v závislosti od oblasti a ročného obdobia (Strnádová 2000, Parry 2006). Vlky sa spravidla sústreďujú na ten druh kopytníka, ktorý je početnejší a prístupnejší v porovnaní s ostatnými v rámci svojho teritória. Avšak aspoň v niektorých častiach Slovenska aj Poľska sa zdá, že preferujú jeleniu zver (Jędrzejewski *et al.* 2000, 2012, Findo 2002, Nowak *et al.* 2005, Rigg *et al.* 2006), čo môže súvisieť napríklad s efektívnosťou lovu – energia prijatá v potrave by mala prevyšovať jej výdaj na ulovenie koristi.

Všade vo svete, kde vlky žijú v oblastiach s extenzívnym chovom hospodárskych zvierat, takmer vždy dochádza ku konfliktným situáciám, ale ich rozsah sa značne líši medzi oblasťami a krajinami (Fritts *et al.* 2003). Malé percento oviec a dobytka v potrave vlka v karpatskom ekoregiónu možno vysvetliť vysokou početnosťou voľne žijúcich kopytníkov, ktorá predovšetkým súvisí s vysokou primárnou produktivitou karpatských ekosystémov. Okrem toho, raticová zver je racionálne poľovnícky obhospodarovaná, čo udržiava populácie najmä jeleňa a diviaka na vysokej úrovni.

Stratégia lovu vlka závisí od druhu koristi a terénu a je pre jednotlivé predačné udalosti špecifická (Mech *et al.* 2015). Dospelé vlky aj samostatne dokážu strhnúť veľkú korisť, no v zime najčastejšie lovia vo svorkách alebo pároch. Prechádzajú teritóriom a hľadajú dostupnú potravu. Otestujú zdatnosť a silu zvierat tým, že čriedu najskôr sledujú. Tým, že identifikujú jedinca, ktorý je nejakým spôsobom slabší a zraniteľnejší, pri love podstúpia menšie riziko zranenia. Korisť, ktorá ostane stáť, môže zostať nepovšimnutá, ale utekajúce zviera vlky prenasledujú s väčším záujmom (Mech 1970). Niekedy zver prekvapia na ležovisku a po niekoľkých desiatkach až stovkách metrov ju strhnú, inokedy ju prenasledujú aj niekoľko kilometrov. V hornatom prostredí sa durením pokúšajú korisť nasmerovať do tzv. terénnych pascí, čo sú napríklad úzke doliny, rokliny, zrázy. Sú to miesta, zvyčajne najnižšie umiestnené v porovnaní s okolitým terénom, odkiaľ korisť môže len veľmi ťažko uniknúť. Na rovine musia korisť uštváť, pričom vlk dokáže vyvinúť na krátku vzdialenosť rýchlosť 56 – 64 km/h (Hell *et al.* 2001, Mech & Boitani 2003).

Lov kopytníkov je pre vlka dosť riskantný, keďže utekajúcu a brániacu sa korisť musí zastaviť a strhnúť uchopením papuľou a očnými zubami pretože nemá k dispozícii dlhé, ostré pazúry ako napríklad mačkovité šelmy. Každý druh koristi disponuje celým repertoárom obranných mechanizmov. Medzi pasívnu obranu zahrňujeme ukrývanie novorodencov, nevylučovanie pachu novorodencami, morfológické charakteristiky (napr. nenápadné sfarbenie), výber bezpečných stanovišť, vytváranie čried, ale aj ostrážitosť, rýchlosť, obratnosť, veľkosť a ďalšie. Pri stretnutí, resp. priamom kontakte prichádza do úvahy aj aktívna obrana, predovšetkým agresia, výpady proti útočníkovi, kopanie, pošliapanie, používanie rohov alebo parohov, u niektorých druhov (pižmoň, bizón, zubor) vytvorenie obranného kruhu (Mech & Peterson 2003). Kopytníky sa dokážu často efektívne ubrániť proti vlkom, preto mnohé pokusy o ulovenie koristi končia neúspechom. V dôsledku úderov kopýt, rohov alebo parohov, prípadne pádov, môže pri love dôjsť k poraneniu vlka, vo výnimočných prípadoch až k jeho usmrteniu. Úspešnosť vlka pri love sa pohybuje v rozmedzí od 10 do 49 % pokusov. Závisí to od druhu koristi a konkrétnych podmienok (Mech & Peterson 2003).

Početné štúdie z rôznych krajín Euroázie a Ameriky potvrdili, že vlky lovia veľké druhy koristi selektívnym spôsobom (napr. Mech 1970, Smietana & Klimek 1993, Jędrzejewski *et al.* 2000, Mech & Peterson 2003, Okarma 2014, Mech *et al.* 2015). Väčšina koristi ulovenej vlkom sú buď mláďatá v prvom roku života alebo staré jedince, resp. inak zoslabnuté, napríklad napadnuté parazitmi, chorobami, majú reumatické ťažkosti, zranenia, vrodenú chybu, či zlú kondíciu v druhej polovici zimy alebo na jar po prezimovaní (Okarma 1991). Jelene po zhodení parožia a v čase jeho rastu do vyfĺkania sú viac náchylné na strhnutie vlkami, ako v období pred a počas ruje (Smietana 2005). Aj korisť, ktorá sa zdá byť v najlepšom veku a kondícii môže byť nejakým spôsobom znevýhodnená, čo nemusí byť viditeľné pre človeka, obzvlášť, keď je kadáver do veľkej miery skonzumovaný alebo je v pokročilom štádiu rozkladu (Mech & Peterson 2003). Hoci klimatické podmienky, snehová pokrývka alebo iné okolnosti môžu dočasne znevýhodniť aj silné a zdatné jedince, sú to skôr výnimočné prípady.

Selektívny lov predátora v dlhodobom horizonte pôsobí na zlepšenie stavu populácie jeho koristi odstránením menej vitálnych jedincov. Je to forma prirodzeného výberu, ktorá poháňa evolúciu (Darwin 1859). V súvislosti s výskytom vírusového ochorenia klasického moru ošípaných na Slovensku sa skonštatovalo, že pozitívny vplyv vlka na zdravotný stav diviakov sa prejavuje v účinnej eliminácii ochorenia a bránení jeho šírenia v populácii diviakov v miestach s trvalým výskytom vlkov (Strnáďová 2000, Findo 2002).

Svojou prítomnosťou a činnosťou vlk môže mať pozitívny efekt aj na vegetáciu v tom, že nedovoľuje koristi zhromažďovať sa vo veľkých čriedach na malej ploche, čím dochádza k poškodeniu porastov (Laundré *et al.* 2010, Kuijper *et al.* 2013), ako bola situácia na-

príklad v Yellowstonskom národnom parku pred reštitúciou vlka v 90-tych rokoch 20. storočia (Ripple & Beschta 2007, 2012). Podobná situácia stále pretrváva v Škótsku, kde bol vlk vyhubený už pred 300 rokmi a kvôli absencii vrcholového predátora, populácie, najmä jelenej zveri narástli enormne aj napriek obhospodarovaniu lovom (Nilsen *et al.* 2007). Návrat vlka do Národného parku Banff v Kanade, v 80-tych rokoch 20. storočia, korešponduje so znížením poškodenia lesných porastov ohryzom a zvýšením ich prirodzenej regenerácie. Návrat vlka vyvolal kaskádový efekt na ďalšie druhy a procesy v ekosystéme (Hebblewhite *et al.* 2005).

Dospelý vlk potrebuje v priemere približne 3 až 5 kg potravy na deň. Svorka o veľkosti 4 – 7 jedincov v zime uloví veľkú korisť asi dvakrát týždenne, niekedy aj častejšie (Jedrzejewski *et al.* 2000). Tráviaci systém vlka je prispôsobený na skonzumovanie veľkého množstva mäsa v krátkom čase a medzicasom môže hladovať. Keď má možnosť, naraz zožerie do 10 kg mäsa. Konzumuje orgány, hlavne pečeň, pľúca a srdce kvôli vitamínom a minerálom, ako aj kosti dodávajúce kalcium, fosfor, ako aj bielkoviny a tuk (Peterson & Ciucci 2003). Po niekoľkohodinovom oddychu, niekedy v priebehu tej istej noci sa znovu môže nasýtiť z tej istej koristi. Nasýtené vlky si odnášajú kusy mäsa a zahrabávajú do zásoby. Potravný režim „hody – hlad“ je dôležitá adaptácia a spôsob, ako využiť korisť čo najefektívnejšie a prežiť obdobia, keď ju nemá.



© S. Harvančík

Ak nie sú vlky vyrušené, zožerú takmer celú korisť (Jedrzejewski *et al.* 2000), pričom v jej blízkosti zostanú niekedy aj niekoľko dní prípadne sa vracajú po dlhšom čase. Pri vyrušení ľuďmi však zvyšky väčšinou zanechajú, čo znamená, že sú v kratšom čase nútené loviť znovu. Občas, za určitých okolností (korisť je početná ale aj zraniteľná), zabijú ako keby nadbytočne viac, ako naraz potrebujú (angl. „surplus killing“), typ správania, ktoré je tiež pozorované u iných šeliem (Kruuk 1972). Hoci človeku sa to môže zdať ako mrhanie, krvilačnosť alebo zabíjanie „zo zábavy“, vlky pravdepodobne konajú na základe inštinktu a využívajú príležitosť zabezpečiť si potravu, keďže lov je častokrát náročný. Ak kadávery nie sú skonzumované zdochlinožravcami alebo odstránené ľuďmi, vlky sa vracajú k „zásobám“ aj po niekoľkých týždňoch či mesiacoch (Mech & Peterson 2003).







© R. Siklienka

2.3 Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Robin Rigg & Juraj Ciberej

Na Slovensku žijú už od pradávna dvaja zástupcovia mačkovitých šeliem, a to rys ostrovid (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) a mačka divá (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Podľa uhorského poľovníckeho zákona tzv. Zákonného článku XX/1883, § 13 (platil s úpravami na Slovensku až do konca 2. svetovej vojny) „dravé alebo škodlivé zvery“, ako medveďa, vlka, rysa, mačku divú – je slobodne každému na vlastnom pozemku kedykoľvek zabiť – čiže uloviť rysa mohol aj nepoľovník, nie však pomocou zbraní, duriacich psov alebo honcov. Zabíjanie rysa bolo podporované aj odmenou (Hell & Slemečka 1996, Ciberej 2002). Uhorský poľovnícky časopis Vadász – Lap uverejňoval za roky 1892, 1894 – 1905, 1907 a 1909 údaje o love rôznych druhov zveri a to nielen za celé bývalé Uhorsko, ale aj podľa jednotlivých žúp. V tomto období sa v priemere ročne ulovilo na Slovensku okolo 23 rysov, spravidla do pascí. Napríklad na Javorinskom a Lendackom panstve, ktoré patrilo princovi Kristiánovi KraftzuHohenlohe – Oehringen v priebehu poľovníckych sezón 1880 – 1888 (poľovnícka sezóna začínala 1. apríla a končila 31. marca nasledujúceho roku) t. j. za 8 sezón ulovili do pascí 29 rysov.

Intenzívne prenasledovanie rysov so zámerom ich vyhubenia pokračovalo až do 30-tych rokov 20. storočia, kedy populácia dosiahla svoje minimum. Rys sa následne stal lovenou zverou so sezónou lovu od 1. marca do 31. júla 1936 – 1955, počas celého roka v období 1955 – 1975 a od 1. marca do 15. septembra od roku 1975 do roku 1999, odvtedy je celoročne chránený. Chytenie do pascí a trávenie, ktoré vážne ohrozilo populáciu, bolo zakázané v roku 1947, hoci existovala slabá kontrola tohto zákazu (Hell & Slamečka 1996, Hell *et al.* 2004).

Ak sú úlovky zrkadlom početnosti, tak najviac rysov na Slovensku v 20. storočí bolo počas 60-tych a 90-tych rokov (Hell & Slamečka 1996, Hell *et al.* 2004). Celkovo sa najviac lovílo v poľovníckych sezónach 1980 – 1985 (362 rysov), 1985 – 1990 (400 rysov), 1990 – 1995 (rekordných 422 rysov), ale v rokoch 1995 – 2000 už len 171 rysov. Najviac medailových trofejí rysov bolo prezentovaných na výstave – „Nitra 90“ za poľovnícke sezóny 1985 – 1990, a to až 185, potom – „Nitra 95“ len 130 a „Nitra 2000“ už len 48. Nesprávne zásahy do populácie rysa, t. j. uprednostňovanie odstrelu dospelých (medailových) na úkor mladých mali za následok výrazný pokles prírastku rysa, ten sa odzrkadlil v jeho početnosti, čo následne viedlo v r. 1999 k zákazu lovu resp. celoročnej ochrane.

Pri rozšírení rysa nemôžeme opomenúť odchyt rysov použitých na reintrodukciiu. Pozitívny stav rysa v bývalom Československu v 70-tych a 80-tych rokoch 20. storočia umožnil realizáciu programov reštitúcie druhu v západnej a strednej Európe, pre ktoré Slovensko poskytlo zakladateľské zvieratá (Stehlík 1979). Rekordérom v odchYTE rysov bol pán Štefan Zatroch z obce Bôrka v okrese Rožňava. Od roku 1962 do 1991 odchytí 47 rysov, z ktorých 46 sa použilo na reintrodukciiu (Zatroch 2014).

2.3.1 Opis druhu

Rys ostrovid, resp. eurázijský (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758, rad Carnivora, čeľaď *Felidae*), je samotárska, teritoriálna mačkovitá šelma. Krk rysa je krátky, hlava okrúhla a tvarová časť lebky je skrátaná, čo umožňuje vysokú hryzaciú schopnosť (Breitenmoser *et al.* 2000). Uši sú trojuholníkovité s typickými čiernymi štetkami, okolo 4 – 5 cm dlhé. Na tvári má bokombrady, ktoré sú výraznejšie u samcov, v staršom veku, v zimnej srsti a na severe jeho areálu (Hell *et al.* 2004). Oči sú pomerne veľké a nasmerované dopredu, čo mu umožňuje ostré priestorové videnie. Má vynikajúci zrak a za denného svetla vie rozpoznať hlodavca na 75 m, zajaca na 300 m a srnca na 500 m (Okarma 2013). Rys je tretím najväčším druhom terestrického predátora v Európe po medveďovi hneď a vlkovi dravom.

Dospelé jedince majú obvykle dĺžku tela 70 – 130 cm a váhu 12 – 25 kg, výnimočne až do 37 kg, ale v priemere 22 kg u samcov a 18 kg u samíc (Breitenmoser *et al.* 2000, Okarma 2013). Na Slovensku, dĺžka tela odstrelených rysov bola 89 – 113 cm u samcov a 86 – 108 cm u samíc, s výškou v kohútiku okolo 54 – 68 cm u oboch pohlaví (Hell *et al.* 2004). Chvost je krátky (17 – 21 cm) s čiernym zakončením.

Končatiny rysa sú dlhé s veľkými labami. Hrudníkové končatiny sú kratšie ako panvové. Silné, ostré pazúry (3 – 4 cm) najmä na predných labách sú výborným nástrojom na zmocnenie sa koristi. Pri pohybe sú zvyčajne vtiahnuté, takže na rozdiel od psovitéch šeliem spravidla nie sú odtlačené v stope. Pri normálnej chôdzi rys kráča s dĺžkou kroku cca 80 cm, ale vie skákať 6 až 8 metrov (Bang & Dahlstrøm 2001, Hell *et al.* 2004, Rigg & Beřková 2015).

Rysy sú výborne adaptované na chladné podnebie a hlboký sneh. Hustá zimná srst má cca 9000 chlupov na 1 cm² kože. Pesíky (krycia srst) sú dlhé 5 – 7 cm a na jeden pesík pripadá asi 12 – 13 jemných vláskov, ktoré tvoria podsadu (Hell *et al.* 2004). Sfarbenie rysa je rôznorodé, od svetlej okrovej po hrdzavú až sivastú. Bodkovanie je veľmi variabilné a má genetický základ (Werdelin & Olsson 1997). Rozlišuje sa päť foriem: 1. s veľkými škvrnami, 2. s malými škvrnami, 3. bez škvŕn na tele (môže mať menšie bodky na končatinách), 4a. s rozetami (škvrny sústredené do fliačkov), 4b. malé bodky formujúce niekedy náznaky roziet (Thüler 2002). V rámci Slovenska boli zistené rozdiely v zastúpení týchto vzorov škvrnitosti v závislosti od oblastí, ktoré sa môžu meniť aj časom (Il'ko 2015). Celkovo je škvrnitosť výraznejšia na juhu Európy a najmenej na severe (Hell *et al.* 2004).



© R. Siklienka

Karpatský rys je do značnej miery odlišný od severských rysov a je popisovaný ako vlastný poddruh (*Lynx lynx carpathicus*). Na Iberskom polostrove žije iný druh, rys pardálový (*Lynx pardinus*) (Rodriguez-Varela *et al.* 2015). Ďalšie dva druhy rysa sa vyskytujú v Severnej Amerike – rys kanadský (*Lynx canadensis*) a rys červený, tzv. „bobcat“ (*Lynx rufus*).

2.3.2 Rozmnožovanie a starostlivosť o potomstvo

Dospelé rysy žijú samotársky, len v čase párenia vo februári – apríli bývajú krátky čas v pároch. Samce sa vtedy ozývajú zvláštnym trhaným hlasom, začínajúcim vo vyšších tónoch a končiacim hlbokým mňaukaním, niekedy znejúcim ako brechot (Hell *et al.* 2004). Nasledujú samice, aby kontrolovali ich reprodukčné schopnosti, ktoré závisia od klimatických faktorov (Breitenmoser *et al.* 2000). Rysica má indukovanú ovuláciu, ruja trvá 1 – 3 dni, počas ktorých ju samec celý čas sprevádza, pričom často kopulujú. Ak neostane gravidná, ruja sa opakuje po 9 – 13 dňoch.

Po 10-týždňovej gravidite sa mláďatá rodia v máji – júni. Rysica sa okotí v skrytom brlohu, ktorý vytvára v zemnej diere, skalnej pukline, dutine v strome, pod spadnutými stromami či v hustom kroví alebo mladine (Hell *et al.* 2004, Boutros *et al.* 2007). Vo vrhu má rysica jedno až päť mláďat, ale obvykle 2 až 3 (Nilsen *et al.* 2012, Gaillard *et al.* 2014). Pri narodení rysícatá vážia 250 – 360 g, samica sa o nich stará sama. Oči sa im otvárajú na 7. – 15. deň. Rysica dojčí rysícatá 2 – 3 mesiace, ale začínajú konzumovať aj mäso vo veku 30 až 40 dní (Kunc 1976, Stehlík 1983).

Rysíča dokáže usmrtiť menšiu korisť od veku cca 3 mesiacov, ale i keď chodia s matkou ešte nemajú obratnosť a skúsenosti potrebné na lov. Plnohodnotným lovcom sa mladý rys stane najskôr až potom, keď už má kompletný trvalý chrup t.j. koncom februára až v marci, resp. keď mu narastú očné zuby vo veku jedného roka (Hell *et al.* 2004). Mláďatá ostávajú so svojou matkou približne 10 mesiacov, do obdobia ďalšieho párenia, kedy vážia 9 – 14 kg (Stehlík 1983, Schmidt 1998, Breitenmoser *et al.* 2000).



© S. Harvančík



2.3.3 Populačná ekológia

V prirodzených podmienkach je hustota rýsa pravdepodobne regulovaná hustotou koristi a vnútro-druhovými sociálnymi vzťahmi rýsa (Breitenmoser *et al.* 2000). Rys sa zvyčajne po prvýkrát pári vo veku 2 – 3 rokov. Dĺžka života vo voľnej prírode môže byť do 15 – 17 rokov (v zajatí až 25), ale zvyčajne je to oveľa kratšie (von Arx *et al.* 2004), pričom len polovica juvenilných jedincov prežije do dospelosti (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007). Dostupnosť potravy ovplyvňuje reprodukčnú úspešnosť eurázijského rýsa (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998, Nilsen *et al.* 2012). Zistený bol silný vzťah medzi hustotou rýsa a hustotou voľne žijúcich kopytníkov v štyroch oblastiach Európy (Hetherington & Gorman 2007). Aj historicky najvýraznejšie zmenšenie areálu aj početnosti rýsa v Európe ukazuje, že početnosť rýsa a jeho populačné cykly silno závisia od množstva potravy, ktorú má k dispozícii, keďže korešpondovalo s drastickým znížením početnosti srnčej, jelenej, kamzíčej, diviacej a kozorohej zveri v období 1850 – 1950 (Hell *et al.* 2004). Na Slovensku koncom 19. storočia bola početnosť srnčej zveri ako hlavnej potravinovej zložky rýsa asi 25 % stavov oproti stavu na konci 20. storočia. Ako sa početnosť koristi spamätala, narastala aj populácia rýsa v Západných Karpatoch, čo dokumentuje odstrel, keď za poľovnícke sezóny v období 1980 – 2000 sa ročne ulovil v priemere trojnásobok oproti prelomu 19. a 20. storočia (1892 – 1910). Lokality ulovených rýsov na konci 20. storočia svedčia, že rys sa postupne rozšíril aj do západného (Trenčín, Topoľčany) ale aj juhovýchodného Slovenska (Viničky – Zemplínske vrchy, Trebišov – lokalita Čongov, Parchovany – lokalita Topľa), zrejme v súvislosti s rozširovaním poľnej populácie srnčej zveri (Ciberej 2002).

V posledných dekádach boli nárast a expanzia populácií rýsa v Európe silné u autochtónnych škandinávskych a východo-baltských populácií, ale pomalé u reintrodukovaných populácií (Linnell *et al.* 2009, Kaczensky *et al.* 2013a,b, Chapron *et al.* 2014). Rys ako druh má pomerne pomalú reprodukciu a slabú disperziu, u reintrodukovaných populácií to môže byť zhoršené genetickými problémami následkom úzkej genetickej bázy populácie, keďže boli založené nízkymi počtami jedincov, v niektorých prípadoch príbuznými (Linnell *et al.* 2009, Schmidt *et al.* 2011). Po viac ako 30 rokoch, všetky reintrodukované populácie ostávajú malé a väčšina z nich v počtoch viac nenarastá, alebo dokonca klesá (Ryser-Degiorgis *et al.* 2004, Sindičić *et al.* 2013).

Hlavný faktor obmedzujúci rast pôvodných aj reintrodukovaných populácií je však mortalita, predovšetkým antropogénneho pôvodu. Pytliactvo, kolízie s dopravnými vozidlami a legálny lov sú hlavnými príčinami zistenej mortality (Andrén 2006, Ryser-Degiorgis 2009), aj keď úloha infekčných ochorení nie je doteraz dobre známa a môže byť podceňovaná (Hell & Slamečka 1996, Schmidt-Posthaus *et al.* 2002). Pytliactvo, dopravné nehody, zhoršená fragmentácia biotopov a v menšej miere legálny lov predstavujú 54 – 97 % celej mortality (Ryser-Degiorgis 2009). Rozsiahly ilegálny lov rýsa sa stal významným faktorom obmedzujúcim rýchlosť rastu zvyškovej populácie (Andrén *et al.* 2006, Kowalczyk *et al.* 2015) a najmä rozšírenie reintrodukovaných populácií (Linnell *et al.* 2009, Breitenmoser *et al.* 2010, Müller *et al.* 2014). To by mohlo predstavovať tretinu až polovicu celej mortality rýsa (Andrén *et al.* 2006, Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007, Kowalczyk *et al.* 2015).



© S. Harvančík

Kolízie s vozidlami sú druhou najzávažnejšou príčinou mortality, čo predstavuje 20 – 50 % úmrtí (Ryser-Degiorgis 2009). Hustá dopravná sieť v strednej Európe spôsobuje zvlášť vysoké počty úhynov rýsa súvisiacich s dopravou (Kramer-Schadt *et al.* 2004) a to najmä medzi disperznými sub-adultnými jedincami (Schmidt-Posthaus *et al.* 2002). Podľa Poľovníckej štatistickej ročenky boli na Slovensku v období od roku 2008 do 2014 usmrtené 3 – 4 rysy ročne dopravnými prostriedkami (NLC 2014).

Populácia rýsa v slovenských Karpatoch je zatiaľ bez signifikantného inbrídingu (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2015), avšak boli zistené infekčné choroby, vrodené vady u mladých zvierat a mortality následkom kolízií s vozidlom a prípady pytliactva (Ryser-Degiorgis *et al.* 2015). Situácia vyžaduje uplatňovanie dôsledne organizovaného programu monitoringu početnosti, populačnej hustoty a distribúcie, ale aj zdravotného stavu a genetiky (Rigg & Kubala 2015).

2.3.4 Habitatové nároky

Rys je typickým lesným živočíchom, osídľuje celú lesnatú Euráziu severne od Himalájí. Avšak v strednej Ázii rys osídľuje aj riedko zalesnené oblasti, zahrňujúce polopúšte a územia vyššie, než je línia stáleho lesa. V severných šírkach obýva aj tundru. V minulosti sa rys vyskytoval na takmer celom európskom kontinente. Obýval nielen hornaté oblasti, ale aj zalesnené nížiny až ku pobrežiu (Breitenmoser *et al.* 2000).

Vhodné na lov sú lesné komplexy s veľkou dĺžkou ekotónov – hraničných línií (Hell *et al.* 2004), ako aj členitou štruktúrou – popadané stromy a konáre, koreňové dosky, husté kríky (Belotti *et al.* 2013, Podgórski *et al.* 2013). Na odpočinok cez deň rys preferuje miesta s nízkou viditeľnosťou – v zime mladé ihličnaté húštiny, v lete hustý podrast listnatých stromov (Belotti *et al.* 2012, Podgórski *et al.* 2013). Obľubuje vyvýšené stanovišťa, z ktorých má dobrý rozhľad po okolí, slní a vyhrieva sa na skalách (Hell *et al.* 2004).

Odlesňovaním, rozšírením poľnohospodárstva, úbytkom svojej koristi aj prenasledovaním vymizol rys zo všetkých nížinných oblastí Európy do roku 1800, rozšírenie a početnosť sa v 19. a prvej polovici 20. storočia výrazne znížili aj v pohoriach predovšetkým západnej Európy, ale aj v Karpatoch a na Balkáne (Breitenmoser 1998, Hell *et al.* 2004). Od polovice 20. storočia sa rys čiastočne vrátil do pôvodných oblastí svojho výskytu a to aj spontánne ako reštitúciou. V porovnaní s vlkom nemá však takú schopnosť disperzie na väčšie vzdialenosti a prekonávať bariéry (Zimmermann *et al.* 2007).

Európa je prekážkou pre geografickú expanziu reintrodukovaných populácií a vytvorenie väčšej prepojenej siete subpopulácií (Schadt *et al.* 2002, Kramer-Schadt *et al.* 2005, von Arx *et al.* 2009). Legálne a nelegálne zabíjanie sú tiež limitujúce faktory (Linnell *et al.* 2010, Müller *et al.* 2014, Magg *et al.* 2015). Napríklad, nelegálny lov zabránil návratu rysa zo Slovenska do severného Maďarska a Českej republiky (Hell & Slamečka 1996). Dnes, rysa najčastejšie nachádzame v oblastiach s vysokou hustotou koristi, ale vyhýba sa oblastiam najviac narušených človekom (Basille *et al.* 2009). V tomto smere sú najkonzervatívnejšie samice s novorodenými mláďatami (Bunnefeld *et al.* 2006). Podobne ako u vlka a medveďa je teda súčasný výskyt rysa výsledkom nielen jeho biologických potrieb a ekologických preferencií, ale do značnej miery aj vplyvom ľudskej činnosti v minulosti a v súčasnosti.

Nie sú známe overené údaje o tom, že vlk vytlačá rysa z oblastí svojho pôsobenia. Obidva druhy žijú bežne sympatricky na Slovensku (Rigg 2011, 2012, 2013), v Poľsku (Okarma 2013), v Rumunsku (Corradini *et al.* 2015), v Slovinsku (Krofel *et al.* 2013b), v Chorvátsku (Kusak *et al.* 2013), v Gruzínsku (Rigg & Sillero 2010), aj inde.

Telemetria ukázala, že ich domovské okrsky sa do značnej miery prekrývajú, hoci môžu byť určité rozdiely v tom, ako oba druhy využívajú mikrohabitaty v rámci svojich domovských okrskov (Wikenros *et al.* 2010, Podgórski *et al.* 2013, Schmidt *et al.* 2013). Medzi vlkom a rysom bola odhalená pomerne nízka úroveň konkurencie, ich potravné niky sa len čiastočne prekrývajú (Wikenros *et al.* 2010, Krofel *et al.* 2013b). Rys loví najmä srnčiu zver, zajace a iné, zatiaľ čo vlk loví prevažne jeleniu a diviačiu zver (Findo 2002). Avšak prítomnosť vlka pravdepodobne ovplyvňuje podiel jednotlivých zložiek v potrave rysa (Lelieveld 2013) a možno aj početnosť rysa (Rigg 2013). Rys žije sympatricky aj s medveďom, hoci sa stáva, že ten môže prísť k úlovku rysa, od ktorého ho odoženie (Krofel *et al.* 2012).

2.3.5 Priestorová aktivita, domovské okrsky

Rysy sú obvykle solitérne a teritoriálne zvieratá. Samce aj samice si bránia svoje teritórium. Rezidentné jedince značkujú svoje teritórium najmä močom, ktorým postrekujú napríklad kmene stromov, alebo iné vyvýšené a výrazné rekvizity v teréne (Hell *et al.* 2004). Domovský okrsk v jednom roku má u samcov v rozmedzí cca 150 – 2 800 km², u samic 100 – 800 km² (Linnell *et al.* 2001, von Arx *et al.* 2004, Herfindal *et al.* 2005). Najväčšiu rozlohu má vo vyšších zemepisných šírkach a najmenšiu tam, kde je vysoká denzita koristi a produktívny habitat (Herfindal *et al.* 2005). V stredoeurópskych podmienkach bolo telemetriou zistené, že domovské okrsky boli v priemere 159 – 264 km² u samcov a 106 – 177 km² u samic, podľa rázu krajiny a pohorí (Okarma 2013).

Domovské okrsky samcov sa v určitej miere prekrývajú a domovský okrsk rysa sa prekrýva s viacerými, zvyčajne 1 až 3, rysicami (Breitenmoser *et al.* 1993, 2000, Schmidt *et al.* 1997, Linnell *et al.* 2001). Teritória samic sa zvyčajne prekrývajú len nepatrne alebo vôbec, ale v Škandinávii boli zistené matky, ktorých domovské okrsky sa úplne prekrývali s okrskami svojich dcér (Breitenmoser *et al.* 2000). V Jurskom pohorí teritória samic uvoľnených mortalitou boli okamžite znovu obsadené, ale po upytličených samcoch boli nahradené až po 3 – 5 rokoch (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2009).

Typická populačná denzita rysa je 0,5 – 1,5 jedincov na 100 km² (napr. Weingarth *et al.* 2012, Zimmermann *et al.* 2013, Pesenti & Zimmermann 2013). V období 2013 – 2015 bola priemerná denzita v Štiavnických vrchoch, Veľkej Fatre a ich okolí odhadnutá pomocou fotopascí a analýzou SCR na 0,6 – 0,8 jedincov/100 km² vhodného habitatu (Kubala *et al.* 2015). Na česko-slovenskom pohraničí v zime 2011 – 2013 to bolo podľa nepriestorových CMR modelov 0,6 – 1,3 rysa/100 km² (Kutal *et al.* 2014, 2015).

Rys je prevažne nočný živočích, s najvyššou aktivitou korešpondujúcou s korisťou, primárne na úsvite a za súmraku okrem polárnych oblastí (Heurich *et al.* 2014). Aktivita a pohyb sa mení podľa ročného obdobia, pohlavia, veku, hustoty ako aj dostupnosti koristi a doby od posledného úlovku (Jedrzejewski *et al.* 2002, Schmidt 2008, Podolski *et al.* 2013). Denný presun je v rozmedzí od



© S. Harvančík

0 do 30 km ale typický je 2 – 5 km u samíc a 6 – 15 km u samcov (Pedersen *et al.* 1999, Sunde *et al.* 2000, Jędrzejewski *et al.* 2002). Samce sa presúvajú najďalej v období párenia a samice, keď sa starajú o novo narodené mláďatá (Schmidt 1998, Jędrzejewski *et al.* 2002). Presuny sú väčšie vtedy, keď rys nie je úspešný pri love a najmenšie po najnovšom úlovku (Schmidt 1999, Jędrzejewski *et al.* 2002, Krofel *et al.* 2013a).

Štúdie z rádio – a GPS telemetrie ukazujú, že juvenilné rysy vo veku 9 – 11 mesiacov sa od rodného územia rozptyľujú od 2 do 428 km. Samce odchádzajú ďalej ako samice, predovšetkým u rastúcich populácií (Schmidt 1998, Sunde *et al.* 2000, Kramer-Schadt *et al.* 2004, Zimmermann *et al.* 2005, Samelius *et al.* 2012). Priemerné vzdialenosti v Poľsku napríklad boli 7 km u samíc ale až 60 km u samcov (Schmidt 1998), zatiaľ čo vo Švajčiarsku vzdialenosť disperzie bola v priemere 42 km (Kramer-Schadt *et al.* 2004) a v Škandinávii 47 – 148 km a viac (Andersen *et al.* 2007, Samelius *et al.* 2012). Disperzia je limitovaná prírodnými a antropogénnymi bariérami zahrňujúcimi veľhory, rieky, jazerá či hlavné cesty (Vandel *et al.* 2006, Zimmermann & Breitenmoser 2007, Zimmermann *et al.* 2007, Linnell *et al.* 2009, von Arx *et al.* 2009), ako aj nelegálnym lovom (Müller *et al.* 2014, Kowalczyk *et al.* 2015, Magg *et al.* 2015), možno aj vysokou hustotou rysov (Zimmermann *et al.* 2005).

2.3.6 Potravná ekológia

Rys je obligátny mäsožravec, spomedzi veľkých šeliem Slovenska je najviac špecializovaný na konzumáciu živočíšnej potravy (Hell *et al.* 2004). Celkovo bolo v potrave rysa ostrovida zaznamenaných viac než 30 druhov koristi (Odden *et al.* 2006), ale malé a stredne veľké kopytníky sú ich hlavnou korisťou v takmer celej Európe (Breitenmoser *et al.* 2010). Tam, kde v Európe spolu žijú rys a srnčia zver (*Capreolus capreolus*), je prednostným druhom koristi práve srnčia zver (Jędrzejewski *et al.* 1993, Odden *et al.* 2006, Breitenmoser *et al.* 2010, Andrén & Liberg 2015), vyrátaná na 50 – 99 % z biomasy koristi (Nowicki 1997, Okarma *et al.* 1997, Jobin *et al.* 2000, Mayer *et al.* 2012). Avšak, v niektorých oblastiach, kde rys spolu žije s kamzíkami (*Rupicapra rupicapra*) a srnčou zverou, je preferovanou korisťou rysa kamzičia zver aj napriek jej nižšej hustote (Jobin *et al.* 2000, Breitenmoser *et al.* 2010). Na Slovensku, je hlavnou korisťou rysa srnčia zver (Hell & Slamečka 1996, NLC 2014). Kritický pokles početnosti kamzíka vo Vysokých Tatrách na konci 20. storočia bol niektorými autormi pripisovaný na vrub rysa, ale úbytok v TANAP-e ako aj v NAPANT-e súvisel predovšetkým so zníženými prírastkami kamzíka (Rigg & Ondruš 2008).

Rys môže zabiť aj väčšiu korisť, jedince až 3 – 4 krát väčšie, než je jeho vlastná veľkosť (Okarma *et al.* 1997, Pedersen *et al.* 1999, Odden *et al.* 2006), napríklad jeleň lesný (*Cervus elaphus*), divé a polo-zdomácnené soby (*Rangifer tarandus*), dokonca aj los (*Alces alces*), ale tam, kde sú k dispozícii údaje o preferencii je jasné, že tieto druhy sú menej preferované ako srnčia zver (Jędrzejewski *et al.* 1993, Okarma *et al.* 1997, Odden *et al.* 2006, Okarma 2013, Pedersen *et al.* 1999, Odden *et al.* 2006, Mattisson *et al.* 2014). Jeleň lesný predstavoval 1 – 72 % z koristi biomasu skonzumovanej v rámci študijných miest v Európe a Rusku, v závislosti od dostupnosti inej koristi (Nowicki 1997).

V celej palearktiskej oblasti, kde sa vyskytuje spolu s celkovo desiatimi rôznymi druhmi kopytníkov, prejavuje rys silnú selekciu najmenších druhov kopytníkov, ktoré sú k dispozícii (Jędrzejewski *et al.* 1993). Rys môže mať väčšiu tendenciu vyberať si veľké kopytníky tam, kde nie je konkurencia zo strany iných veľkých šeliem, napríklad vlka, alebo kde sú veľké kopytníky početnejšie než malé kopytníky (Jędrzejewski *et al.* 1993, Nowicki 1997). Rysy lovia juvenilné jelene a dospelé jelenice častejšie ako dospelé jelene, samec rysa má tendenciu uloviť jeleňa častejšie ako rysica (Jędrzejewski *et al.* 1993, Hell & Slamečka 1996, Okarma *et al.* 1997, Belotti *et al.* 2014, Gervasi *et al.* 2014). Avšak pri srnčej zveri si rys nevyberá na základe vekových kategórií a pohlavia koristi, medzi ulovenými jedincami sú mnohé v najlepšom veku (Okarma *et al.* 1997, Breitenmoser *et al.* 2000, Molinari-Jobin *et al.* 2002, Andersen *et al.* 2007, Heurich *et al.* 2012, Melis *et al.* 2013).

Hoci rys loví aj hospodárske zvieratá, úroveň konfliktu je všeobecne nízka v porovnaní s ostatnými veľkými šelmami (Stahl *et al.* 2001, 2002, Odden *et al.* 2008, 2013, Gervasi *et al.* 2014). Škody spôsobené predáciou rysa na hospodárskych zvieratách na Slovensku sú minimálne (Rigg & Gorman 2006, Rigg *et al.* 2011, NLC 2014, ŠOP SR 2015).

Okrem kopytníkov rys loví aj menšie druhy, napríklad zajace (*Lepus* spp.), králiky (*Oryctolagus cuniculus*), hlodavce a pernatú zver (Jędrzejewski *et al.* 1993, Hell & Slamečka 1996, Nowicki 1997, Jobin *et al.* 2000, Odden *et al.* 2006). Uloví aj líšku hrdzavú (*Vulpes vulpes*), mačku divú (*Felis silvestris*) a túlavú, ktoré môžu tvoriť cca 12 % jeho potravy (Wotschikowsky 1997). Predácia rysa na líšky je niekedy značná, u niektorých populácií možno obmedzuje aj ich početnosť (Helldin *et al.* 2006). Na Slovensku existujú prípady z minulosti (Hell & Slamečka 1996, Hell *et al.* 2004) aj súčasnosti (Ryser-Degiorgis *et al.* 2015), kedy mladé zjavne osirotené mláďatá vnikali do intravilánov a zabili domáce zvieratá ako hydinu či psy.

Hlavnou metódou lovu rysa je poslieďka, kombinovaná s prikradením sa, resp. kratšou postriežkou (Hell *et al.* 2004, Kunc 2010, Norum *et al.* 2015). Hoci vie výrazne zrýchliť a na krátku vzdialenosť dokáže bežať 70 km.h⁻¹, rys má pomerne malé srdce a na rozdiel od vlka nevládze korisť ďaleko švať (Hell *et al.* 2004). Aktivne loví pomocou úkrytu v hustom poraste, alebo oportunisticky prepadne korisť (Jędrzejewski *et al.* 2002). Pri love zväčša čaká na svoju korisť skrytý napríklad v tráve blízko srnčích či zajačích chodníkov, či na vyvýšenom skalnom výčnelku. Keď zazrie zviera, nehybne sa na ňu pozerá a hodnotí situáciu, následne nehučne prikrčený sa prikráda čo najbližšie, pritisne sa k zemi vyčkávajúc na vhodný moment útoku. Potom sa nadvihne, prudko vyštartuje a skočí (Kunc 1976). Rys je pomerne efektívny predátor srnčej zveri (Nilsen *et al.* 2009), ale náznaky, že môže až vyhubiť korisť neboli upresnené v žiadnych štúdiách (Breitenmoser *et al.* 2000). Úspešnosť rysa pri love v Tatrách bola odhadovaná asi na 30 – 40 % útokov na ratičovú zver (Bališ & Chudík 1976).





Pri útoku na veľkú korisť, ju rys zvyčajne usmrť zahryznutím do hrdla prípadne do krku (Krofel *et al.* 2009). Ulovenú väčšiu korisť spravidla odviečie do úkrytu, aby ju v pokoji konzumoval. Rys najskôr zožerie najmäsitejšie časti, hrubšie kosti nerozhryzie, keďže nemá taký silný chrup ako vlk (Hell *et al.* 2004). Za jednu noc konzumuje 3 až 5 kg mäsa. Po nasýtení si úlovok často schová a čiastočne zahrabe, zriedkavejšie vynesie na strom (Červený & Okarma 2002). Pomocou telemetrie a fotopascí bolo zistené, že rys sa spravidla vracia k väčšej koristi 3 – 8 nocí, niekedy až 21, kým ju celú neskonsumuje okrem kože, chrbtice, lebky, kosti končatín a tráviacej sústavy. Medzitým odpočíva v úkryte vo vzdialenosti 7 m až 4,8 km od koristi (Jędrzejewski *et al.* 1993, Okarma *et al.* 1997, Jobin *et al.* 2000, Belotti *et al.* 2012, Hell *et al.* 2004, Okarma 2013, Kutal & Suchomel 2014).

Spotreba mäsa u dospelého rysa je v priemere 1 – 2,5 kg na deň (Breitenmoser *et al.* 2000), ale ako iné šelmy, dokáže naraz zožrať väčšiu porciu mäsa a potom niekoľko dní hladovať. Jeden dospelý rys uloví ročne okolo 30 – 70 jedincov kopytníkov (Breitenmoser & Haller 1993, Jobin *et al.* 2000, Nilsen *et al.*, 2009). Frekvencia lovu závisí od veľkosti koristi aj od iných faktorov (Jędrzejewski *et al.* 1993, Okarma *et al.* 1997, Jobin *et al.* 2000, Nilsen *et al.* 2009, Okarma 2013). Napríklad rysy v Dinárskom pohorí stratili kleptoparazitizmom medveďa 15 % biomasy svojej ulovenej koristi, v dôsledku ktorého svoju frekvenciu lovu zvýšili o 23 %, aby aspoň čiastočne nahradili straty (Krofel *et al.* 2012).

Populačná dynamika, početnosť a distribúcia rysa na Slovensku, ako aj v Európe v 19. a prvej polovici 20. storočia boli formované predovšetkým ľudskou činnosťou, a to ničením biotopov a ich fragmentáciou, devastáciou populácie jeho koristi (predovšetkým kopytníkov), rovnako ako aj priamym prenasledovaním. To isté možno povedať aj v prípade medveďa a vlka. Je nesporné, že ľudia prenasledovali šelmy najmä preto, lebo napádali ich hospodárske zvieratá, ale významnú úlohu zohral aj poľovnícky tlak motivovaný túžbou po trofeji a regulovať konkurenta pri love.

Rys svojou predačnou schopnosťou sice môže aspoň lokálne a dočasne ovplyvňovať populačnú hustotu srnčej zveri, ale neohrozuje jej racionálne obhospodarovanie. Významnou zložkou potravy rysa je zajac poľný a pokiaľ by sa podarilo zvýšiť stavy zajačej populácie najmä v lesných a zmiešaných revíroch, tlak rysa na srnčiu zver by sa výrazne znížil.

Rozvoj infraštruktúry a efekt straty resp. degradácie biotopu predstavuje pokračujúcu fragmentáciu pôvodne stabilnej populácie karpatského rysa. Fragmentácia biotopov a ich oddelenie prírodnými a antropogénnymi bariérami je prekážkou pre geografickú expanziu a prepojenie populácií v strednej Európe. Z troch veľkých šeliem vyskytujúcich sa na Slovensku je rys najzraniteľnejší v dôsledku zmien svojho habitatu. Existuje preto zjavná potreba venovať viac pozornosti tomuto druhu ako doteraz.





2.4 Najzávažnejšie ochorenia veľkých šeliem

Juraj Ciberej & Ladislav Molnár

Dobrý zdravotný stav zveri, medzi ktorú na Slovensku patria aj veľké šelmy, je výsledkom vysokej odbornosti, chovateľskej a veterinárno-zdravotnej starostlivosti a je základnou podmienkou dosiahnutia manažmentových cieľov. Význam chorôb zveri neusále vzrástá najmä v ostatných desaťročiach vplyvom globálneho znečistenia životného prostredia a narastajúcej početnosti voľne žijúcej raticovej zveri a malých šeliem, líšky hrdzavej (*Vulpes vulpes*), jazveca lesného (*Meles meles*), psíka medvedíkovitého (*Nyctereutes procyonoides*) na Slovensku. Ochrana zdravia zveri je súčasťou všestrannej starostlivosti a je zakotvená v nariadeniach, smerniciach a zákone č. 39/2007 Z. z. o veterinárnej starostlivosti v znení neskorších predpisov.

VETERINÁRSKA PRAX: predátori predstavujú veľmi významnú skupinu pre šírenie **špecifických patogénov** (pôvodcov ochorení – baktérií, vírusov, parazitov, plesní) **v ich biotopoch, ale zároveň predáciou chorých jedincov a požíraním kadáverov uhynutých živočíchov zamedzujú šíreniu chorôb.**

PREDÁTOR: Asanačná funkcia: likvidácia patogénov chorôb. **Rezervoár patogénov:** kontaminácia po požíraní chorých jedincov. **Vektor šírenia nákaz:** besnoty, pseudobesnoty (aujezského), psinky, parvovírusy, tuberkulózy, tularémie, brucelózy, salmonelózy, echinokokózy, trichinelózy, toxokarózy, sarkoptového svrabu, toxoplazmózy a prenášaním časti infikovaných kadáverov aj klasického moru ošipaných a iných nešpecifických ochorení.

PRINCÍP LOVU: zníženie prirodzených **redukčných faktorov**, t. j. početnosti predátorov na **únosný stav** (priaznivý pre biotop), ktorý dovoľuje **poľovníkom loviť jedincov hospodársky významných druhov nad ich únosný stav, t.j. normovaný kmeňový stav** (NKS).

POĽOVNÍCKO OCHRANÁRSKA PRAX: **Prevencia:** nepripustiť premnoženie predátora, ale pri nepriaznivom stave v jeho populácii **zabezpečiť celoročnú ochranu** (v súčasnosti z veľkých šeliem rys ostrovid). **Prevencia:** dehelmintizácia (odčervovanie) raticovej zveri ako potencionálneho medzihostiteľa vývinových štádií parazitov (napr. pásomníc, ktorých konečným hostiteľom sú aj veľké šelmy), asanácia kadáverov uhynutej a vývrhov z ulovenej zveri, asanácia a dezinfekcia krmísk.

Medveď hnedý je najpočetnejšou veľkou šelmou na Slovensku. Z chorôb, ktoré ho postihujú, sú na Slovensku najviac prebádané zoonotické parazitárne ochorenia. Infekčné ochorenia sa u medveďa vyskytujú zriedkavo napriek tomu, že z veľkých šeliem najčastejšie vyhladáva a požíra kadávery uhynutých živočíchov. Aj výskyt besnoty v minulosti (pred eradikáciou vírusu) bol veľmi vzácný, pravdepodobne preto, že líšku neloví a požíra len jej kadávery.

Vlk dravý ako psovitá šelma je vnímavá na všetky ochorenia, ktoré sa môžu vyskytnúť u domácich psov alebo u jej prirodzenej koristi. Prípady teritoriálneho až agresívneho správania voči iným psovitým šelmám môže potenciálne zvýšiť prenos patogénov na jedince voľne žijúcich vlkov. V rámci opatrení minimalizujúcich takéto riziko je žiaduce, aby u psov ktoré sa dostávajú do možného kontaktu s vlkami, ide predovšetkým o pastierske plemená pri košiaroch a poľovné plemená v revíroch, boli vykonané všetky preventívne a profylaktické veterinárne úkony. Vysokým rizikom sú túlavé psy a preto je dôležité ich tlmenie. Rizikom pre vlka je aj požíranie kadáverov uhynutých hospodárskych zvierat, ktoré poľovníci používajú ako návnadu. Leśniewz & Perzanowski (1989) dokázali, že žalúdky vlkov ulovených poľovníkmi v Beskydách v zime obsahovali 33 % zdochlín hospodárskych zvierat. V zmysle platných právnych predpisov na návnadu môžu byť použité len kadávery zdravotne neškodné, ale riziko sa nedá plne vylúčiť.

Rys ostrovid ako mačkovitá šelma je u nás z pohľadu zdravotného stavu málo preskúmaná, aké-také poznatky existujú o besnote a parazitárnych ochoreniach. Aj v minulosti sa vírus besnoty diagnostikoval skôr sporadicky, možno aj z dôvodu, že štádium zúrivosti u rysa chýba. Posledne známy prípad besnoty u rysa (zrazený na diaľnici pri Liptovskej Mare dňa 6. mája 2004) bol diagnostikovaný na Univerzite veterinárskeho lekárstva a farmácie v Košiciach. Potenciálnym rizikom pre rysa z pohľadu prenosu pôvodcov ochorení je túlavá mačka, ale našťastie v jeho potravinovom reťazci nefiguruje a pravdepodobne jej lov ignoruje.



2.4.1 Najzávažnejšie infekčné choroby

2.4.1.1 Besnota – zoonóza

Ide o vírusové, vysoko kontagiózne a letálne ochorenie. Regióny s výskytom silvatickej formy besnoty sa nachádzajú v oblasti s permanentným výskytom extrémne vnímavých druhov: líšky, šakala a vlka, ale na ochorenie sú vnímavé všetky cicavce vrátane človeka. Ochorenie môže na jedince vplývať v závislosti od štádia infekcie zmenami správania, stratou plachosti, alebo zvýšenou agresivitou. Inkubačná doba závisí od druhu zvieratťa, veľkosti infekčnej dávky pri preniknutí do organizmu, od vlastností vírusu, vzdialenosti poranenia od centrálnej nervovej sústavy (CNS), zdravotného stavu pohryzeného, spravidla 1 až 5 týždňov. K nakazeniu dochádza pri pohryzení a prieniku infikovaných slín do organizmu hostiteľa. Výnimočne aj per os (orálne), alebo pri manipulácii s chorým alebo uhynutým zvieratom cez pokožku.

Choroba psovitých a mačkovitých šeliem prebieha v zúrivej alebo tichej (15 – 20 %) forme.

- **Zúrivá forma** má 3 štádiá: prodromálne štádium, trvá 2 – 3 dni – strata plachosti, neposlušnosť, nepokoj, obhrýzanie predmetov, skrývanie sa na tmavom mieste, ochrnutie hrtanu a slinotok, silné svrbenie pohryzeného miesta, zvrátená chuť; excitačné (iritačné) štádium, trvá 3 dni – napádanie zvierat a ľudí, vrhanie sa na predmety, obhrýzanie vlastného tela, stavy depresie, paralýza sánky, neprijímanie potravy, rozšírenie zreničiek a paralytické (depresívne) štádium, trvá 3 – 5 dní – postupné ochrnutie končatín a chvosta, dýchacích svalov, afónia, pokles teploty a smrť.
- **Tichá forma** má len dve štádiá, excitačné štádium chýba.

V Európe prameňom nákazy pri besnote je výlučne líška hrdzavá, v niektorých krajinách (Poľsko, Ukrajina, Bielorusko) tiež psík medvedíkovitý a vlk dravý. Slovensko patrí medzi krajiny s výrazne nevýhodnou polohou na vykonávanie celoplošnej orálnej antirabickej vakcinácie líšok (od roku 1997 až 1999 na časti územia, od roku 2000 celoplošná – 1 376 660 vakcín/rok). V súčasnosti je bezpečná len hranica s Rakúskom a Českou republikou, nebezpečie zavlečenia nákazy je stále pozdĺž hranice s Maďarskom, Ukrajinou a hlavne Poľskom. Od januára 2013 do júna 2013 bolo v Slovenskej republike po období 6 rokov bez výskytu besnoty v blízkosti hraníc s Poľskom (okres Bardejov) potvrdených 7 nových prípadov besnoty (Ciberej *et al.* 2013). V roku 2014 nebol zaznamenaný prípad besnoty. V roku 2015 boli potvrdené ďalšie 3 prípady (5.01; 26.06; 17. 07. 2015) v blízkosti hraníc s Poľskom. Posledné 2 prípady boli z jednej ulovenej a jednej uhynutej líšky z okresu Stará Ľubovňa. **V tejto oblasti hrozí akútne nebezpečie prenosu vírusu besnoty na veľké šelmy.**

2.4.1.2 Psinka

Psinka (*Febris canum contagiosa*) je infekčné ochorenie psových šeliem, ďalšie vnímavé druhy sú lasicovité, cibetkovité, hyenovitité, medveďovitité, v posledných rokoch postihuje veľké mačkovité šelmy. Chorobu spôsobuje paramyxovírus z rodu *Morbilliviridae* (RNA), inak „*canine distemper virus*“ (CDV). Uvedená forma choroby spôsobuje mortalitu 30 – 90 %.

Cesta nákazy – najčastejšie orálne, aerogénne (sekrétmi, exkrétmi chorých alebo klinicky zdravých vylučovateľov vírusu) a nepriamo odevom, nádobami, rukami. Inkubačná doba je 3 až 6 dní.

Vírusové ochorenie typické pre domáce psy. Pravidelná vakcinácia ich výskyt minimalizovala, avšak pravidelne sa vyskytuje u šteňiat v osadách s minimálnymi alebo žiadnymi návykmi starostlivosti o psov, keďže nejde o zákonom predpísanú vakcináciu. Túlavé domáce psy môžu výrazne prispieť k rozširovaniu tohto ochorenia. Je žiaduce zaviesť dodržiavanie štandardných profylaktických veterinárnych úkonov a tlmenie výskytu voľne sa potulujúcich psov mimo intravilán obcí.

Pri ochoreniach s potenciálnym rizikom pre populáciu vlka ide o ochorenie, na ktoré je vlk vnímavý, vyskytuje sa sporadicky u psov v oblastiach s výskytom vlka, ale doteraz nebol zaznamenaný priamy dôkaz pôvodcu u divo žijúcej populácie. Ich prenos je potenciálny ale vysoko pravdepodobný.

2.4.1.3 Parvovírusová choroba

Parvoviróza je infekčné vírusové ochorenie psových šeliem, najčastejšie postihuje zvieratá vo veku 6 týždňov až 6 mesiacov.

Pôvodcom parvovirózy je veľmi odolný vírus CPV-2 zo skupiny DNA vírusov, z čeľade Parvoviridae. Inkubačná doba je 2 – 3 dni a prvé klinické príznaky sa objavia po 4 – 7 dňoch od nakazenia. Vírusy sa vylučujú do vonkajšieho prostredia výkalmi alebo telesnými výpotkami už 3. – 5. deň po orálnej infekcii a vylučovanie trvá v priemere 12 dní. Celé ochorenie trvá približne 1 – 2 týždne. K nákaze dochádza pri priamom kontakte s vírusom nachádzajúcim sa v truse a ďalších výlučkoch chorých zvierat.

Na infekciu nie sú vnímavé iné cicavce ani človek. Výskyt parvovírusovej choroby u psových šeliem (vlk, šakal) je málo známy.

2.4.1.4 Aujeszkeho choroba – pseudobesnota

Aujeszkeho choroba (*Paralysis bulbaris infectiosa, pseudorabies*) je akútne vírusové ochorenie postihujúce všetky cicavce. Prejavuje sa zápalom mozgových blán, podráždením CNS a končí sa smrťou. Vírusové ochorenie primárne sviňovitých, ktoré je potenciálne prenášané na iné zvieratá, vrátane šeliem, takmer vždy klinicky manifestuje a končí úhynom (Ciberej *et al.* 2013).

Chorobu spôsobuje *Herpesvirus suis* z čeľade Herpesviridae, ktorý postihuje najviac nervové tkanivo. Vírus je pomerne odolný, pri teplote 37 °C prežíva 10 dní, pri teplote + 4 až – 20 °C prežíva 5 – 7 mesiacov. Veľké šelmy sa infikujú perorálnou cestou, požíraním zveriny infikovanej diviacej zveri. Inkubačná doba trvá 3 – 6 dní a mortalita je až 100 %.

Ochorenie má väčšinou rýchly nástup, zvieratá majú depresiu, sú apatické, odmietajú potravu, niekedy sú naopak podráždené a psovité šelmy niekedy skáču a hryzú predmety. Srsť býva zježená, časté je svrbenie a olizovanie. Svrbenie (*pruritus*) sa stále zvyšuje a najčastejšie je na hlave. V oblasti očí, uší, líc v dôsledku škrabania je vypadaná srsť a miesta krvácajú. Neskôr dochádza k obrne svalov hrdla a vytekaniu slín, strate reflexov, paralýze až smrti.

Na Slovensku sa vyskytuje v populácii diviacej zveri. V ostatných rokoch boli zaznamenané prípady infekcie s fatálnym priebehom u poľovných plemien psov. U vlkov zatiaľ nebolo potvrdené, ale predstavuje potenciálne riziko, pretože diviaky sú jednou z hlavných koristi vlkov.

2.4.1.5 Tuberkulóza – zoonóza

Toto ochorenie je typickým predstaviteľom horizontálneho prenosu z koristi na predátora. Postihuje predovšetkým staré a zoslabnuté jedince všetkej raticovej zveri. Dokumentované výskytu u jelenej zveri sú primárnym zdrojom nákazy pre voľne žijúcu populáciu veľkých šeliem.

Pôvodca nákazy je zaradený medzi mykobaktérie. Rod *Mycobacterium* zahŕňa viac ako 70 patogénnych a nepatogénnych druhov, ktoré žijú paraziticky a saprofytycky v organizme teplokrvných živočíchov, a iných druhov zvierat, alebo saprofytycky v pôde a vode. K najvýznamnejším zástupcom rodu *Mycobacterium* patria patogénne druhy *Mycobacterium tuberculosis*, *Mycobacterium bovis* a *Mycobacterium avium*.

Druh *M. tuberculosis* je hlavným pôvodcom tuberkulózy u ľudí, a spolu s *M. bovis* sú najčastejšou príčinou tuberkulózy u domestikovaných zvierat a prežúvavej zveri (jelenia, srnčia, danielia, kamzíčia), ale aj diviačej zveri, mäsožravcov, hlodavcov a niektorých druhov vtákov. Druh *M. avium* je pôvodca tuberkulózy vtákov. Z voľne žijúcich druhov je popisovaná u hrabavých vtákov, krkavcovitých, holubov, jastrabov, hrdličiek, vrabcov a iných. K infekcii *M. avium* sú vnímavé **ošípané a diviacia zver**. Mykobaktérie vylučované z organizmu sekrétami, exkrétami, a exkrementami kontaminujú prostredie. Zvieratá sa infikujú buď aerogénne, kde vstupnou cestou je dýchací aparát, alebo alimentárne (infekciou z potravín). Pri aerogénnej infekcii bývajú primárne postihnuté pľúca, pri alimentárnom spôsobe tráviaci aparát.

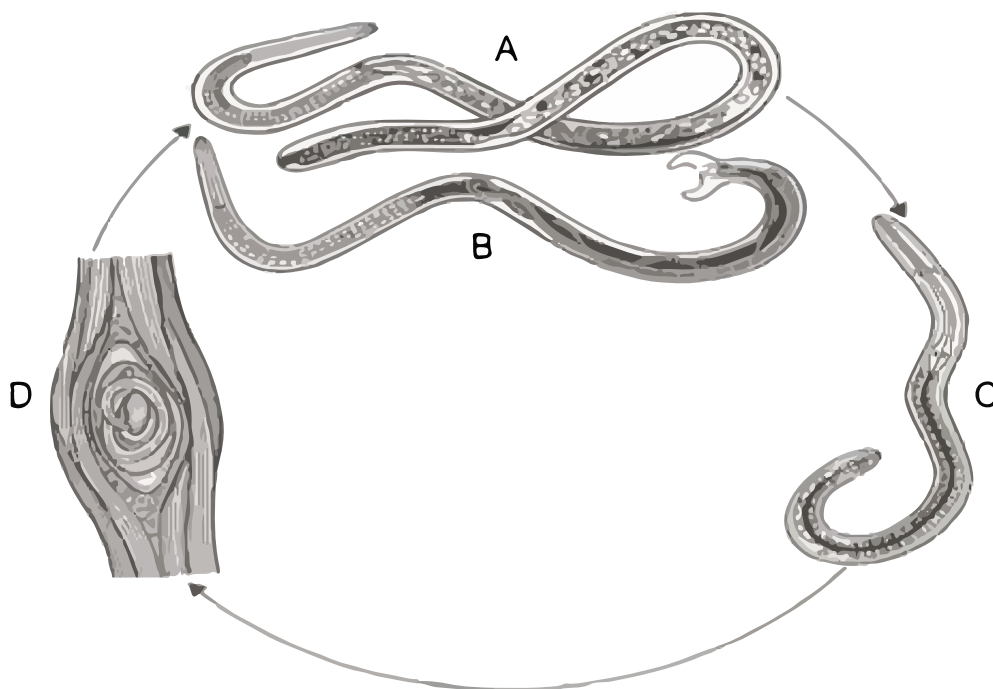
Na území Slovenska nebolo v poslednom období evidované žiadne ohnisko spôsobené *M. bovis*.

2.4.2 Najzávažnejšie parazitárne choroby

2.4.2.1 Trichinelóza – zoonóza

Trichinelóza (svalovcovitosť) je typickou zoonózou s charakterom prírodnej ohniskovosti, jej kozmopolitné rozšírenie je podmienené nízkym stupňom hostiteľskej špecifickosti, t. j. širokým okruhom hostiteľov (mäsožravce, všežravce...). Každý vnímavý druh je **definitívnym hostiteľom** (črevná fáza) a súčasne aj **medzihostiteľom** (svalová fáza) *Trichinella* spp. Najnovší izoenzymový prístup spolu s DNA charakteristikou umožnil rozlíšiť 7 druhov trichinel. Dospelé trichinely sa lokalizujú v kryptách prednej časti tenkého čreva, ich larvy v priečne pruhovaných svaloch, hlavnými predilekčnými miestami napr. u diviakov (potenciálna korisť vlkov) sú svaly bránice (diafragmy), medzirebrové svaly, žuvacie svaly a jazyk. Skonzumovanie stoviek svalových larií, **čo sa občasne stáva u mäsožravcov v prírode** (medveď, vlk, rys), sa v črevnej fáze prejavuje hnačkou a katarálnou enteritídou. Za 1 až 2 týždne nasleduje masívna invázia larií do svalov, čo sa prejavuje akútnym zápalom kostrových svalov, horúčkou a myokarditídou, ktorá môže končiť fatálne v dôsledku paralýzy dýchacích svalov.

Vlk bol v minulosti nebezpečným prenášačom trichinel, ktoré sa zistili v 54 % vyšetrených vlkov (Mituch 1963). V rokoch 1989 až 1998 sa percento pozitívnych prípadov z vyšetrených diviakov na Slovensku pohybovalo ročne od 0,06 do 0,45 % (Ciberej *et al.* 2001). V poslednom období ako to potvrdzujú dlhodobé prieskumy je na Slovensku nakazených viac ako 10 % líšok.



Obr. 1 *Trichinella* spp. vývinový cyklus

(A – samička, B – samček, C – larva L1, D – larva v cyste – svalovina)

2.4.2.2 Choroby vyvolávané pásomnicami (Téniózy) – zoonózy

Pôvodcom sú pásomnice patriace do čeľade Taenidae, ktoré cudzopasia v tráviacej sústave (čreve) mäsožravcov a ľudí. Hlavička ténií má štyri prísavky, a okrem druhu *Taenia saginata* aj dva rady príchytých háčikov. Ténie sú biohelmity, ich životný cyklus sa realizuje cez medzihostiteľov. Larválne štádiá majú niekoľko typov (cysticercus, cenurus, strobilocercus a echinokokus) a vyvíjajú sa v tele a orgánoch cicavcov a vtákov. Vývinové štádiá ténií majú mechanický, toxický a alergický vplyv na organizmus medzihostiteľa.

Pásomnica vrúbkovaná (*Taenia hydatigena*) dosahuje dĺžku tela 150 – 250 cm a šírku 0,6 – 0,7 cm. Parazituje v tenkom čreve psovitéch (psa, lišky, šakala) a zriedkavo aj iných mäsožravcov. Vývinové štádium *Cysticercus tenuicollis* sa vyvíja v serózach vnútorných orgánov prežúvavcov a hlodavcov. Mituch (1963) v rokoch 1955 – 1961 vyšetril 24 vlkov, z ktorých 10 bolo pozitívnych (prevalencia 41,6 %). Mituch (1974) vyšetril 31 vzoriek rysa ostrovida a v 2 prípadoch boli vzorky pozitívne na *T. hydatigena* (6,4 %). Zistená bola aj u jazvece a kún.

Pásomnica hrášková (*Taenia pisiformis*) dosahuje dĺžku tela až 200 cm. Dospelá pásomnica parazituje v tenkom čreve psovitéch a mačkovitých mäsožravcov. Vývinové štádium *Cysticercus pisiformis* sa vyvíja na peritoneu a serózach parenchymatóznych orgánov zajaca, králikov a malých myšovitých hlodavcov. Mituch (1963) u vyšetrených vlkov zistil 16,6 % prevalenciu *T. pisiformis*.

Pásomnica mačacia (*Taenia taeniaeformis*) dosahuje dĺžku tela do 60 cm. Dospelá pásomnica parazituje v tenkom čreve mačkovitých, prípadne aj psovitéch mäsožravcov. Vývinové štádium *Cysticercus fasciolaris* (syn. *Strobilocercus fasciolaris*) sa vyvíja v pečeni myšovitých hlodavcov a králikov. Mituch (1974) vyšetril 31 vzoriek rysa ostrovida a v 11 prípadoch boli vzorky pozitívne na *T. taeniaeformis* (35 %). Mimoriadne vnímavé sú ondatry.

Pásomnica jelenia (*Taenia cervi*) dosahuje dĺžku tela až 200 cm. Dospelá pásomnica parazituje v tenkom čreve psovitéch mäsožravcov. Vývinové štádium *Cysticercus cervi* sa lokalizuje v srdcovej svalovine, jazyku, bránici a kostrovom svalstve najmä jelenej a srnčej zveri, ale aj iných jeleňovitých (cervidov).

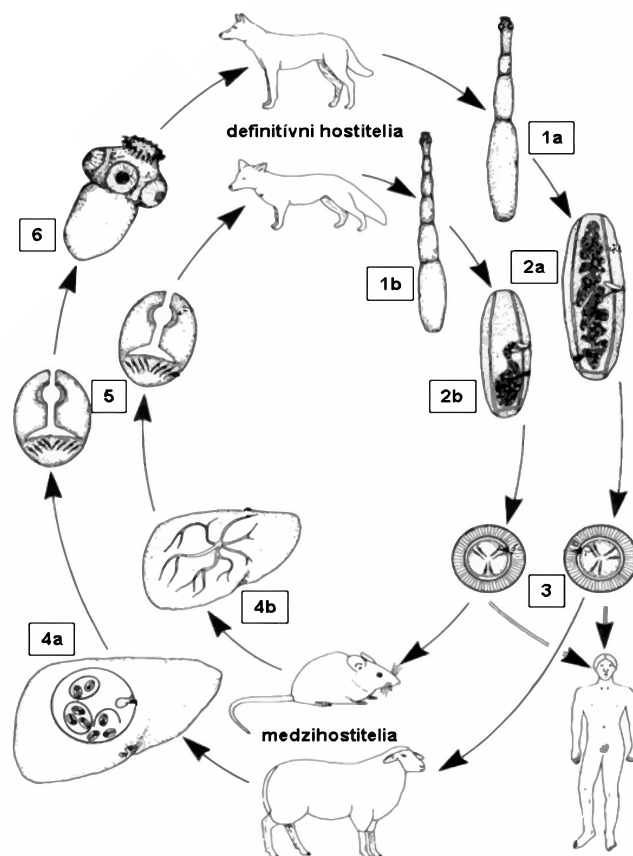


Obr. 2 Larválne štádium (larvocysty) pásomnice vrúbkovanej (*Taenia hydatigena*) na serózach diviaka – 22 scolexov (Foto: J. Ciberej)

2.4.2.3 Echinokokóza a alveokokóza – zoonóza

Helmintóza charakterizovaná tvorbou veľkých larvocýst. Výskyt je kozmopolitný. Echinokokóza sa vyskytuje u všetkých domácich cicavcov. Na Slovensku prevalencia echinokokózy u oviec, ako potenciálnej potravy veľkých šeliem, v rokoch 1994 – 2002 dosahovala 4 – 14 %. V súčasnosti má klesajúcu tendenciu. Dospelá pásomnica ***Echinococcus granulosus*** parazituje v tenkom čreve psa, vlka, šakala a jej larvocysta echinokokus (hydatidózna cysta) sa vyvíja v orgánoch cicavcov a človeka. Ovce sú častým medzihostiteľom tejto pásomnice, u ktorých sa lokalizuje najmä v pečeni a pľúcach. Echinokokus je mechúr vyplnený čirou tekutinou, na vnútornej strane je germinatívna vrstva, z ktorej sa vyvíjajú tzv. zárodočné kapsuly, obsahujúce až niekoľko desiatok scolexov. Niekedy cysty dosahujú veľké rozmery, ale častejšie sa vyskytujú v tzv. cystickej forme (cystická echinokokóza), keď je vytvorených množstvo malých cyst.

Zrelé články pásomnice odchádzajú s trusom definitívneho hostiteľa do vonkajšieho prostredia (obr. 3). Články majú schopnosť aktívneho pohybu a z trusu sa dostávajú do najbližšieho okolia. Zvieratá sa nakazia na pasienku, ktorý je kontaminovaný vajíčkami pásomnice. Po prehltnutí sa uvoľnia onkosféry, ktoré migrujú krvným obehom na miesta lokalizácie. U medzihostiteľa sa najčastejšie usadia v pečeni a pľúcach. Rast cyst je pomalý, za 6 – 12 mesiacov môžu dosiahnuť priemer 5 – 20 cm.



Obr. 3 Vývinový cyklus pásomníc *Echinococcus granulosus* a *E. multilocularis*

- 1 – dospelá pásomnica *E. granulosus* (1a) *E. multilocularis* (1b),
- 2 – zrelý článok *E. granulosus* (2a) *E. multilocularis* (2b),
- 3 – vajíčko s onkosférou,
- 4 – hydatida – echinokoková cysta v pečeni MH (4a),
alveokoková cysta v pečeni MH (4b),
- 5 – invaginované protoskolexy,
- 6 – evaginovaný protoskolex.

Dospelá pásomnica líšča *Echinococcus multilocularis* je menšia ako *E. granulosus* a meria 1,2 až 4,5 mm. Strobila sa skladá z 3 – 6 článkov. Definitívnym hostiteľom *E. multilocularis* je hlavne líška, ale aj iné mäsožravce. Dnes je rozšírená takmer vo všetkých krajinách Európy. Na Slovensku je zaznamenaný vysoký výskyt u líšok ale bola potvrdená aj u psov. Medzihostiteľom sú malé hlodavce, hmyzožravce a tiež človek, u ktorých sa vytvára larvocysta typu *alveococcus*. Je to mnohokomorový mechúrik, skladajúci sa z veľkého počtu malých cýst, ktoré vznikajú pučaním navonok. Lokalizujú sa v pečeni, parenchymatóznych orgánoch, mozgu. Definitívny hostiteľ sa nakazí požíraním infikovaných myší (obr. 3). Prepatentná perióda je menej ako 26 dní.

2.4.2.4 Svrab (prašivina) – zoonóza

Svrab je chronická kontagiózna dermatitída hospodárskych, domácich zvierat, zveri a voľne žijúcich cicavcov, ktorá je charakterizovaná typickými zmenami na koži, tvorbou masívnych žltkastých chrást, mokvavými krvou presiaknutými exkoriáciami, vypadávaním srsti, silným pruritom a znížením hmotnosti. Je vyvolávaný piatimi druhmi roztočov (z rodov *Psoroptes*, *Chorioptes*, *Sarcoptes*, *Demodex* a *Psorergates*), ktoré u človeka môžu vyvolať svrab alebo pseudosvrab (*Sarcoptes scabiei*). Svrab patrí medzi choroby, ktoré podliehajú hláseniu. Svrab je vysoko kontagiózny, zver sa nakazí priamym kontaktom s klinicky alebo subklinicky chorou zverou a zvieratami. U klinicky zdravej zveri sú roztoče schopné ukrývať sa v kožných záhyboch (ingvinálny, infraorbitálny), na laloku, okolo vulvy, koreňov rohov a pod., ale tiež vo vonkajšom zvukovode až 2 roky, čím sa umožňuje šírenie pôvodcu na zdravú zver. Prevencia a terapia vo voľných revíroch sa zameriava na sanitárne odstrel a neškodnú likvidáciu chorej zveri.

Na Slovensku patrí psoroptový a sarkoptový svrab k najzávažnejším ektoparazitózam a je rozšírený na celom území Slovenska. Preto ich sledovaniu by bolo potrebné zo strany poľovníckeho manažmentu venovať väčšiu pozornosť. Ako účinné opatrenie sa javí tlmenie populácie líšok, likvidácia starých infikovaných brlohov ako potenciálnych zdrojov nákazy.

2.4.2.5 Babezióza

Pôvodcom ochorenia je parazitický prvok *Babesia canis*, ktorý sa lokalizuje vo vnútri červených krviniek. V dôsledku globálneho oteplenia toto ochorenie má stúpajúcu tendenciu výskytu na území Slovenska. Postihnuté sú najmä južné oblasti Slovenska. Vektorom sú kliešte a vlk v dôsledku veľkého domovského okrsku sa môže ľahko nakaziť, pre psov je fatálnym ochorením. Je nutné venovať pozornosť monitoringu z dôvodu absencie relevantných dát.





2.4.2.6 Ďalšie významné endoparazitózy

U medveďovitých sa stretávame s askariózou. Typický paraziti medveďov sú *Baylisascaris transfuga* a *Baylisascaris multipapillata*. Sú to viac ako 15 cm dlhé parazity, ktoré pri masívnej invázii môžu spôsobiť obštrukciu čreva. Nemenej významným ochorením vlkov a rysov je toxokaróza, nazývaná tiež škrkavkovitosť, spôsobená nematódami z rodu *Toxocara*. Červy cudzopasia v tenkom čreve hostiteľa. Pôvodcom ochorenia je *Toxocara canis*, dosahujúca dĺžku tela 10 – 18 cm a *Toxocara cati* (syn. *Toxocara mystax*), dosahujúca dĺžku tela 6 – 10 cm. Vývin parazitov je priamy, bez medzihostiteľov. Vo vývinovom cykle sa môžu uplatniť paratenické (rezervoárové) hostiteľ. Práve tie sú schopné intrauterinne infikovať plod. Pri masívnej intrauterinnej infekcii toxokarami hynú mláďatá v priebehu niekoľkých dní po narodení. Mituch (1963) zistil u vlkov 12,5 % prevalenciu škrkavky *T. canis*. Mituch (1974) vyšetřil úplnou helmintologickou pitvou 31 vzoriek rysa ostrovida a v 11 prípadoch boli vzorky pozitívne na *T. cati* (55 %). *Toxocara canis* bola v minulosti diagnostikovaná u 25 % vyšetřených líšok (Ciberej *et al.* 2001), čo z pohľadu veľkých šeliem je veľkým rizikom nožnej infekcie a ohrozenie prírastku.

Goldová *et al.* (2003) vyšetřili 91 vzoriek trusu medveda hnedého z oblasti Západných, Nízkyh a Belianských Tatier a z toho bolo 43 vzoriek pozitívnych (prevalencia 52,74 %). Najvyššiu prevalenciu zistili pri škrkavkách rodu *Baylisascaris* (14,28 %) a *Toxocara transfuga* (5,29 %), druhy rodu *Ancylostoma* zistili v dvoch vzorkách (2,19 %) a *Capillaria* spp. v jednej vzorke (1,09 %). Obdobne v jednej vzorke zistili výskyt vajčiek pásomnice *Taenia* spp.

Ravaszová *et al.* (2011) zo 63 vzoriek trusu medveda hnedého zo stredného a východného Slovenska zistili v 35 prípadoch prítomnosť zoonotickej kokcidie *Cryptosporidium* spp. (55,6 %).

Valenčáková *et al.* (2013) z 35 vzoriek trusu medveďov z NP Poloniny zistili 78,2 % pozitívnych na kopro-antigény *Cryptosporidium* spp. metódou sandwich ELISA kit.

2.4.3 Iné ochorenia

2.4.3.1 Intoxikácie ťažkými kovmi

Potravinový reťazec, ktorý je hlavným zdrojom ťažkých kovov pre organizmus živočíchov, sa začína zelenými rastlinami. Ťažké kovy sa do zelených rastlín dostávajú buď priamo znečisteným ovzduším, alebo nepriamo cez pôdu a vodu. Hlavnými cestami vstupu ťažkých kovov do organizmu živočíchov je tráviaca sústava a alveolárna absorpcia. Keďže veľké šelmy sa živia prevažne sekundárnymi producentami, kde s postupujúcim vekom prebieha postupná kumulácia ťažkých kovov do organizmu, stávajú sa aj najviac ohrozenými druhmi, resp. bioindikátormi životného prostredia.

V rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“ bolo analyzovaných 56 vzoriek medveda hnedého (sval, pečeň, oblička) na ortuť (Hg), kadmium (Cd), olovo (Pb) a arzén (As). Z 24 analyzovaných vzoriek svaloviny medveda bolo päť nad hygienický limit, z toho dve pri Pb – 5,633 a 10,800 mg.kg⁻¹ (hygienický limit – 2 mg.kg⁻¹), jedna pri Hg – 0,079 mg.kg⁻¹ (hygienický limit – 0,05 mg.kg⁻¹), jedna pri Cd – 0,290 mg.kg⁻¹ (hygienický limit – 0,1 mg.kg⁻¹), jedna pri As – 0,278 mg.kg⁻¹ (hygienický limit – 0,2 mg.kg⁻¹). Z 16 analyzovaných vzoriek pečene medveda bolo päť tesne nad hygienický limit (3 – Hg, 2 – Cd). Z 16 analyzovaných vzoriek obličiek medveda boli štyri tesne nad hygienický limit (3 – Hg, 1 – Cd).

V rámci projektu bolo analyzovaných 48 vzoriek vlka dravého (sval, pečeň, oblička) na ortuť (Hg), kadmium (Cd), olovo (Pb) a arzén (As). Z 48 analyzovaných vzoriek bola len jedna nadlimitná vzorka pri Cd (pečeň – 0,520 mg.kg⁻¹).

V rámci projektu boli analyzované 4 vzorky svaloviny rysa ostrovida (celoročná ochrana) na ortuť (Hg), kadmium (Cd), olovo (Pb) a arzén (As). Namerané hodnoty neprekročili hygienický limit.

Na základe horeuvedených výsledkov analyzovaných vzoriek môžeme jednoznačne konštatovať, že najviac ohrozeným druhom z pohľadu intoxikácie ťažkými kovmi je medveď hnedý. Zdroj intoxikácie medveda vidíme v jeho potravinovom reťazci, kde ho najviac ohrozujú divoké skládky komunálneho odpadu, neoplotené smetiská a voľne dostupné kontajnery.

2.4.4 Veterinárne aspekty medvedej populácie na Slovensku

Juraj Ciberej, Ladislav Molnár & Vladimír Antal

V rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“, aktivita „Vypracovanie štúdie zdravotného stavu populácie medveda hnedého na Slovensku“, boli realizované veterinárne vyšetřenia:

- z krvi 18 odchýtených voľne žijúcich jedincov a 2 jedincov žijúcich v zajatí,
- z trusu 1 000 jedincov voľne žijúcich jedincov medveda.

Nálezy z analýzy priebehu imobilizácie a odobratého biologického materiálu, ktorým bol trus a vzorky krvi sú zhrnuté v nasledovných zisteniach:

Priebeh a monitoring anestézie

Jedince boli imobilizované a uspaté zmesou prípravkov zoletil a xylazín, kde xylazín sa použil ako solvent lyofilizovanej substancie. Prípravok zoletil pozostáva zo zmesi tyletamínu a zolazepamu, kde pre 100 kg jedinca sa použilo 250 mg zolazepamu, 250 mg tyletamínu a 2,5 ml xylazínu s celkovým množstvom 250 mg účinnej látky. Tento prípravok bol adekvátne navyšovaný pri odhadovanej hmotnosti jedincov nad 150, 200, resp. 250 kg. Indukcia anestézy trvala 7 až 14 minút. Za 20 – 25 minút sa jedince vybrali z odchytovej pasce, boli umiestnené v sternálnej polohe, kde sa vykonala veterinárno-klinická obhliadka. Po obhliadke sa odobrala krv z vena brachialis u 15 jedincov, u troch z dôvodu hrúbky kože sa krv na hematologické a biochemické vyšetrenia odobrala z vena sublingualis. Následne sa z rekta odobrala vzorka trusu na parazitologické vyšetrenie. U všetkých jedincov bol zaznamenaný výskyt riedkeho trusu v odchytovej pasci, ako aj výskyt neformovaného trusu v rekte. Dôvodom je stres indukovaný počas odchyty. Toto koreluje aj s vysokými hladinami kortizolu v krvi. V dvoch prípadoch bol v truse zaznamenaný výskyt ratičiek prasiat diviacej zveri. Medveď väčšinou dôkladne strávi časti svojich kadáverov, tento úkaz svedčí o hypermotilitě čreva z dôvodu stresu. Pred indukciou imobilizácie boli všetky jedince relatívne kludné a nevykazovali výraznú motorickú aktivitu. Po nastrelení najrabiátnejšie reagovali subadultné jedince.

Celá dĺžka anestézy po indukciu anestetík trvala v intervale od 146 do 230 minút. Priemerne 186 minút (približne 3 hodiny). Bol to postačujúci a bezpečný interval k vykonaniu všetkých veterinárnych a zoologických úkonov. Z pohľadu bezpečného prístupu k nebezpečnej šelme musíme uviesť, že z dôvodu aplikácie prípravku zoletil, bolo zobúdzanie postupné, najprv sa nám vrátila motorika jazyka, hlavy, krku, predných končatín a najneskôr zadných končatín. Celý priebeh anestézie bol monitorovaný z osobných áut, resp. poľovníckych zariadení bez rušivého vplyvu na daného jedinca. U všetkých jedincov došlo k spontánnemu opusteniu odchytovej zóny a k samostatnému pohybu v lokalite. Nebol zaznamenaný jediný prípad reimobilizácie. Účinná látka zolazepam navodzuje stav retrogradej amnézie, preto jedince nemali problém navštíviť opätovne odchytoú lokalitu, alebo aj priamo odchytoú zónu. U jednej samice došlo aj k opätovnému odchyty do tej istej pasce v priebehu troch dní. Preto si myslíme, že zvolený spôsob odchyty a anestézy nenarušuje správanie sa jedincov v rámci danej lokality.

Veterinárna starostlivosť o imobilizované zviera spočívala v monitoringu fyziologických parametrov ako boli dych, teplota a pulz. Bolo to zabezpečené pulzným oxymetrom umiestneným na jazyk každého jedinca. Hodnoty dychu boli zaznamenané v intervale od 8 do 12 dychov za minútu. Dychová frekvencia 8 poukázala na hlboký stav anestézie. Pulz sa pohyboval v intervale 56 – 70 úderov za minútu. Teplota každého jedinca bola zaznamenaná vo fyziologickom rozpätí 36,5 – 37,4 °C meraním digitálnym teplomerom v rekte. Zvýšená dychová a pulzná frekvencia poukazovali v súvislosti s trvaním anestézy na stav zobúdzania sa, resp. kompenzáciu respiračnej acidózy. Ako najúčinnjší spôsob kompenzácie respiračnej acidózy suplementácia medicína kyslíku. Táto bola zabezpečená v terénnych podmienkach z 5 l hliníkovej fľaše, kde sa nosnou intubáciou aplikoval kyslík s prietokom 3 – 5 l za minútu. Suplementácia kyslíkom sa ukončila po objavení sa palpebrálneho a prehltávacieho reflexu. Všeobecne k anestézii medveďa hnedého môžeme na základe zistených skúseností povedať, že nedoporučujeme odchyt jedincov vo voľnosti, nakoľko nemáme kontrolu nad stavom daného jedinca, miestom zaľahnutia a aplikáciou anestetika. Ako účinný kompromis sa ukázala anestéza v odchytoých zariadeniach, ktoré nemali vplyv na správanie a bezpečne indukovali adekvátnu dĺžku imobilizácie na vyžadované úkony.

Zhodnotenie veterinárno-klinických protokolov

Klinické protokoly boli vypracované počas imobilizácie 18 jedincov medveďa hnedého v terénnych podmienkach. Protokoly boli vypracované stanovením biometrických údajov počas veterinárnej prehliadky imobilizovaných jedincov pred odobratím materiálov na biologickú analýzu. Protokoly boli vypracované v súlade s materiálno-metodickou časťou projektu. Veterinárno-klinická časť protokolov bola zameraná na presné stanovenie hmotnosti jedinca, dĺžky tela, výšky tela, popis farby srsti, viditeľnosti bieleho goliera, resp. iných farebných anomálií, stanovenie pohlavia, kondičného stavu, ako aj vonkajších poranení, výskytu ektoparazitóz a iných znakov súvisiacich so sezonalitou fyziológie medveďa hnedého ako napríklad prítomnosť mlieka v mliečnej žľaze u laktujúcich samíc, prejavy ruje so zmenami vonkajších pohlavných orgánov. Počas veterinárno-klinickej obhliadky sme sa zamerali aj na zmeny v ústnej dutine, predovšetkým na abráziu chrupu a iné zmeny ortodoncie, s možným vplyvom na zdravotný stav jedinca.

Pohlavie a vek jedincov

Z 18 jedincov bolo odchytených a imobilizovaných 11 samcov a 7 samíc, čo predstavuje pomer pohlaví 61 : 39 %. Ide o reprezentatívnu vzorku s adekvátnym pomerom pohlavia v prírode. Z celkového počtu odchytených jedincov, 9 bolo určených ako adultné jedince, 6 ako subadultné a 3 jedince boli juvenilné mláďatá do 1 roku života. Stanovenie veku bolo určené na základe celkovej veľkosti jedinca, jeho hmotnosti, výmeny a abrázie chrupu. U dvoch jedincov bol vek stanovený nad 15 rokov. Jednalo sa o adultné samce s výraznou abráziou chrupu predných incízorov.

Hmotnosť a kondičný stav jedincov

Hmotnosť jedincov medveďa hnedého reprezentuje najvýznamnejší variabilný fyziologický parameter. Je preto nemožné určiť ideálne fyziologické rozpätie. Mení sa od lokality, sezonality, veku a pohlavia daných jedincov. Má priamy vplyv na imobilizáciu jedinca, keďže depotný tuk až o 30 % navýši celkovú hmotnosť tela a znemožní aplikáciu anestetík. Všetky jedince boli odchytané v sklápacích pasciach dištančnou aplikáciou imobilizačnej strely. Práve kvôli depotnému tuku, bolo miesto aplikácie preferenčne v oblasti krku a predných končatín, kde je minimálne množstvo výskytu podkožného tuku. Každý jedinec sa vážil po indukcii anestézy zavesením na mechanickú závesnú váhu. Jedince boli umiestnené na plachtu a nadvihnuté do výšky pomocou drevenej žrde. Maximálna hmotnosť u jedného jedinca predstavovala 240 kg. Táto hmotnosť bola adekvátna takmer dvojmetrovej dĺžke tela a výške tela v kohútiku presahujúcej 120 cm. Výška u všetkých ostatných jedincov bola do jedného metra s priemernou výškou u adultných jedincov 96 cm.

Ani jeden jedinec neprejavoval výrazné znaky obezity, ale potvrdili sme sezónne zmeny počas jesenných a jarných odchytov, kde u jarných jedincov, hlavne u subadultov, boli minimálne zásoby podkožného tuku. Dvaja adultní jedinci mali významné zásoby aj v jarnom období, ktoré súviseli pravdepodobne s návštevou krmovísk diviačej zveri.



Vonkajšie poranenia a úrazy so zmenami na povrchu tela

Hustá srst medveďa znemožňuje detailný popis výskytu starých, chronických poranení a jaziev. Ani u jedného jedinca sme nezaznamenali staré viditeľné poranenia na hlave a končatinách, ktoré by súviseli so stratou časti tela (ušnica, pazúry). Nezaznamenali sa ani patologické zmeny s prerastanými alebo obrúsenými pazúrami, ktoré by poukazovali na vnútorné poranenie kostry a kĺbov. Takýto nepomer v zaťažovaní končatín by svedčil o bolestivom stave na skeletálnom systéme a spôsobil by nesúmerné obrusovanie pazúrov. U medveďa s poradovým číslom 8 a 9 kedy sa jednalo o adultných samcov o hmotnosti 157 a 162 kg bolo zaznamenané poranenie v oblasti krku a u druhého jedinca v oblasti slabín. Poranenie v oblasti krku tesne za ušnicou poukazovalo na hnisavý, abscedujúci stav, keďže medveď si túto časť tela jazykom nevie vylízať. Poranenie za ušnicou a v okolí krku je typické po súboji s iným dominantným samcom. Taktiež poranenia v oblasti slabín a genitálií sú prejavom teritoriálnych súbojov. U jednej samice sme pozorovali laktáciu a prejavy ruje na vonkajších pohlavných orgánoch. V okolí odchytu neboli evidované juvenilné jedince.

Zmeny na chrupe

Zmeny na chrupe boli evidentné len u adultných jedincov. Jednalo sa o významnú abráziu inklúzneho povrchu incízorov a posledných dvoch molárov. U jedného jedinca bol zaznamenaný odlomený očniak s otvorením dreňovej dutiny. Neboli zaznamenané žiadne zápalové procesy ďasien a parodontia. Poranenia chrupu a zápalové bolestivé procesy ústnej dutiny môžu viesť k zníženému príjmu potravy z dôvodu bolestivosti a následnej zmeny správania takýchto jedincov. Daný jedinec s najvýznamnejšou zmenou chrupu, na základe satelitného monitoringu, neprežil hibernáciu a pravdepodobne uhynul v brlohu. U dvoch juvenilných jedincov sme zaznamenali mliečny chrup a fyziologickú výmenu za chrup trvalý. Konštrukčné riešenie odchytových pascí zabránilo poraneniu chrupu a vyhovovalo odchytovému spôsobu z pohľadu welfare medveďa hnedého. Dôvodom minimálneho poranenia na kovových častiach odchytových pascí môže byť aj fakt, že k imobilizácii došlo do 12 hodín po spustení pasce.

Výskyt ektoparazitov

U vyšetrených jedincov sa ako jediný ektoparazit našli kliešte druhu *Ixodes ricinus*, vyskytujúce v oblasti slabín a rekta. V porovnaní s inými šelmami nebol zaznamenaný žiadny výskyt bích, vši alebo iných ektoparazitov bežných pre voľne žijúce mäsožravce. Tento fenomén poukazuje na doposiaľ nezistené skutočnosti synergizmu ektoparazitov medveďa hnedého a vyžaduje si ďalší priestor na výskum a analýzy.

Výskyt krvných parazitov

Z každého jedinca bol vyhotovený hematologický náter, ktorý bol zafarbený cytologickým farbením DifQuik. Ani u jedného jedinca nebol zaznamenaný záchyt prítomnosti krvných parazitov, napr. babesiozy.

Minerálny profil

Minerálny profil vykazoval najnižšiu variabilitu u všetkých jedincov. Hodnoty boli vo fyziologických normách, nevykazovali príznaky karencie a neboli ani ovplyvnené vekom, ani výživným stavom jedincov. Najväčší rozptyl bol preukázaný u železa, čo však môže byť ovplyvnené regiónom, v ktorom sa daný jedinec pohybuje. Päť jedincov s veľmi dobrým výživným stavom malo hladiny železa na hornej hranici fyziologickej normy. Nízke hladiny, hlavne u mladých jedincov, však nekorelovali s hematologickým vyšetrením, alebo stavom polychromázie. Hladiny fosforu, draslíka, vápnika a sodíka boli u všetkých vekových kategórií vyrovnané.

Enzymatický profil

Diagnostické vyšetrenie sa sústredilo na stanovenie pečeneového enzymatického profilu analýzou AST, ALT, ALP a lipázy, svalového profilu analýzou CK a LDA a obličkového profilu stanovením kreatinínu a urey. U všetkých jedincov boli namerané hodnoty vo fyziologicky referenčných hodnotách. Mladé a subadultné jedince vykazovali vyššie hodnoty laktátdehydrogenázy a kreatinínfosfokinázy. Tento stav je možné vysvetliť výraznejšou pohybovou aktivitou v odchytovej pasci. Jedinec č. 1 mal výraznejšie vyššie hladiny AST, ale keďže ostatné hladiny enzýmov boli v norme, tento stav mohol súvisieť s hemolýzou séra. Kreatinín a urea boli detekované vo fyziologických hodnotách, kde jedince odchytené na jar, a to predovšetkým tie, ktoré mohli hibernovať, mali hodnoty na hornej hranici fyziologickej normy. Kreatinín je citlivým indikátorom stavu hibernácie a jeho hodnoty sú zvýšené aj v jarnej sezóne po zobudení sa zo zimného spánku. Hladiny cholesterolu a glukózy boli vyššie u jedincov s výraznými tukovými zásobami. Staršie jedince mali aj nižšie hladiny tyroxínu. Tyroxín priamo ovplyvňuje lipidový mechanizmus a jeho hladiny majú výraznú sezónnu dynamiku. Nižšia počas hibernácie a na jar, vyššia na jeseň, kedy jedince aktivizujú metabolizmus a pripravujú sa na zimný spánok. Hladiny kortizolu boli u všetkých jedincov na relatívne vyššej hladine v porovnaní s jedincami, ktoré boli vo Švédsku odchytené imobilizáciou z helikoptéry. Tento jav si vysvetľujeme stresom v odchytovej pasci. Ich hodnoty neboli nad fyziologický limit, ale zvýšenie poukázalo na to, že minimálne 12 hodín po odchyte hladiny kortizolu v krvi stúpajú. Taktiež zvýšené hladiny celkových bielkovín sú indikátorom dehydratácie, ku ktorej mohlo dôjsť v odchytovej pasci.

Serologická analýza infekčných chorôb

Analýzou séra získaného z krvi (ELISA) odobratých zvierat sa zisťovala prítomnosť proti látok voči 20 infekčným ochoreniam s potenciálnym vplyvom na zdravotný stav. Seropozitivita bola dokázaná u 5 jedincov na CDV – psinku psov, u jedného jedinca na CCV – korónu vírus psov, u 2 jedincov na CPI2 – parainfluenzu a CPV – parvovírusu, u 1 jedinca na kliešťovú encefalopatiu TBEV a vírus západného nilu WNV. Avšak až 15 jedincov bolo seropozitívnych na CHV – herpesvírus psov. Z bakteriálnych infekcií *Anaplasma* u 13 jedincov a *Borelia* u 5 jedincov predstavovali najvýznamnejší záchyt. Seropozitivita na toxoplazmózu bola u 14 jedincov a na leptospirozu u 7 jedincov. Úloha medveďa v prenose týchto infekcií, resp. jeho potenciál ako hostiteľského druhu nie je úplne objasnený a vyžaduje si ďalší výskum v tejto oblasti. Nakoľko však neboli evidované ochorenia medveďov na vyšetřované ochorenia, táto úloha sa vníma ako potenciálny rezervoár a seropozitivita je odrazom jeho sanitárnej funkcie v ekosystéme.

Získané komplexné výsledky veterinárnych vyšetrení poukazujú na dobrý zdravotný stav v populácii medveďa hnedého na Slovensku. Dôkazom čoho bol aj dobrý výživný stav všetkých odchytených jedincov. Z potravinovej ekológie medveďa vyplýva aj jeho potenciálna sanitárna a selekčná funkcia v populácii voľne žijúcich živočíchov preukázaná pasažou parazitov z potenciálnej koristi. Konzumáciou kadáverov z nákazy uhynutých jedincov zabraňuje rozširovaniu chorôb a zároveň nepredstavuje potenciálne riziko pre medveďa. Nakoľko bola preukázaná seropozitivita, na niektoré infekčné ochorenia domácich zvierat, predovšetkým psov (herpes vírusové infekcie CHV, toxoplazmoza a leptospiroza) môžeme poukázať, že medveď sa v prírode stretáva s pôvodcami týchto ochorení, jeho vnímavosť je však nízka, a preto tieto ochorenia nemajú priamy vplyv na jeho zdravotný stav. Zmeny správania neindukované synantropizáciou môžu byť spôsobené výraznejšou infekciou parazitmi predovšetkým u mladých jedincov, u ktorých absencia hibernácie môže viesť hlavne v jarnej sezóne k zhoršeniu kondičného stavu. U dospelých jedincov, predovšetkým teritoriálnych samcov, poranenia v oblasti hlavy a krku, resp. traumy končatín môžu zamedziť príjem potravy a zhoršenie výživného stavu. Taktiež enormná abrázia – obrus zubov hlavne u starých jedincov, môže spôsobiť bolestivé zápalové stavy na chrupe a v ústnej dutine, následne znížený príjem potravy a zhoršený kondičný stav, ktorý môže vyústiť až k úhynu jedinca počas hibernácie. Tieto jedince sa vo väčšine prípadov vôbec nenájdu, je to však pravdepodobne najčastejšia príčina úhynu dospelých jedincov.

3 ROZŠÍRENIE A POČETNOSŤ A NA SLOVENSKU

Ladislav Paule

© M. Kalaš



VELKÝCH ŠELIEM V EURÓPE





© R. Siklienka

3.1 Medveď hnedý

Rozšírenie a súčasný stav šeliem v Európe je potrebné chápať v historických súvislostiach. Vo väčšine krajín západne od Karpát boli šelmy vyhubené v priebehu 18. a 19. storočia, v niektorých krajinách ešte v skoršom období. V susednej Českej republike posledný medveď bol ulovený na Šumave v roku 1856, na Morave v roku 1893 a posledný vlk v roku 1874. V dvadsiatom storočí dosiahli počty šeliem v mnohých krajinách (Československo nevynímajúc) svoje historické minimum a započalo sa s cieľavedomou ochranou.

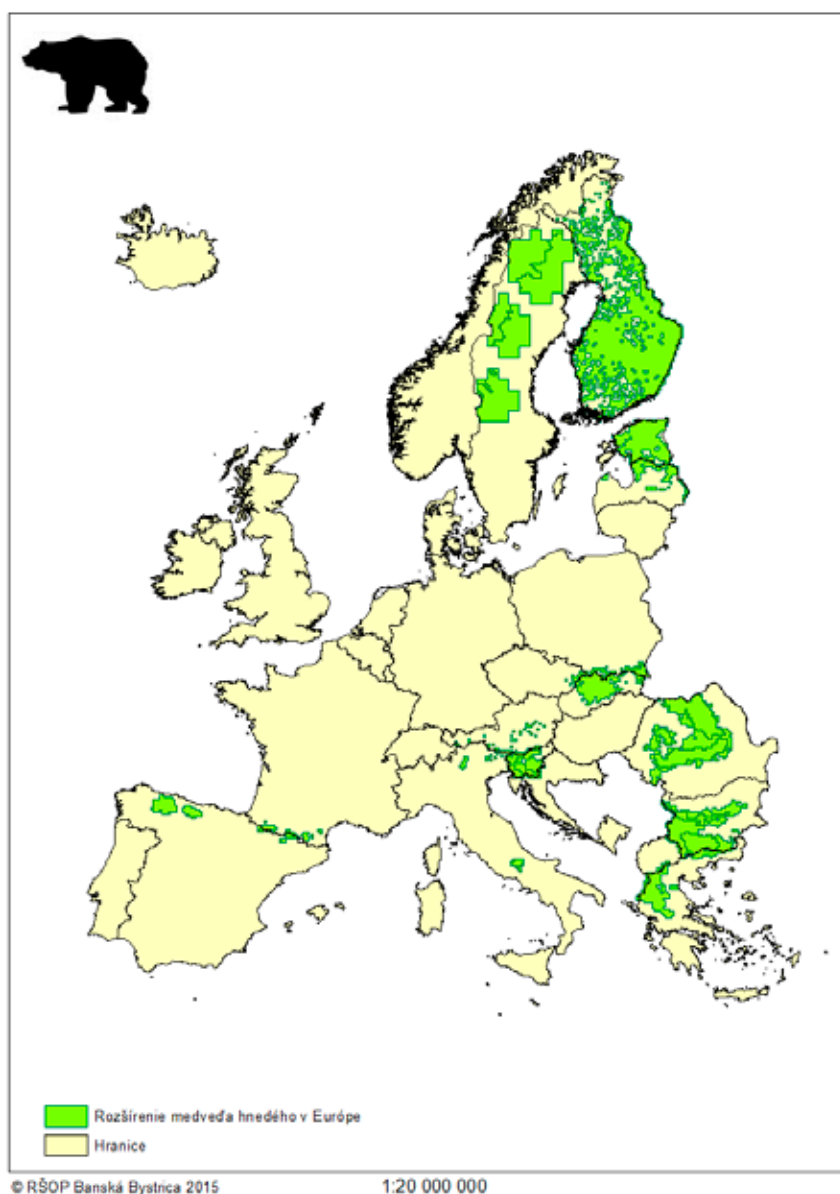
Súčasný rozšírenie veľkých šeliem v Európe zahŕňa v prípade medveďa hnedého 24 krajín, vlka dravého 24 krajín a rysa ostrovida 26 krajín. Z tohto počtu možno u prvých druhov hovoriť o pôvodnom výskyte (s výnimkou reintrodukcie do severného Talianska (Trentino), zatiaľ čo v prípade rysa ostrovida v prípade ôsmich krajín o úspešnej reintrodukcii, ktorá sa udiala koncom šesťdesiatych a na začiatku sedemdesiatych rokov zo západokarpatskej populácie. Stanovenie veľkosti populácie veľkých šeliem je často ťažkou úlohou už v malých oblastiach, ale najmä z celoeurópskeho pohľadu. V jednotlivých krajinách sú rôzne prírodné podmienky ovplyvňujúce získavanie samotných dát (prítomnosť alebo neprítomnosť snehu umožňujúce zimné stopovanie), rozdielne socioekonomické podmienky (účasť poľovníkov a iných záujmových skupín na inventarizáciách), rozdielna finančná situácia a napokon aj vlastnosti jednotlivých druhov (zimná hibernácia) (Chapron *et al.* 2014). Vo všeobecnosti malé populácie sú dlhšie monitorované s väčšou presnosťou a na druhej strane vo väčších populáciách si vystačíme s expertným odhadom.

Vzhľadom na to, že väčšina európskych krajín s výskytom veľkých šeliem (okrem Bosny a Hercegoviny, Srbska, Čiernej Hory, Albánska, Macedónska, Ukrajiny, Bieloruska a Ruska) sú členmi Európskej únie, tieto majú za povinnosť v zmysle smernice o biotopoch poskytnúť výročné hlásenia o stave populácie veľkých šeliem. Tento prístup v nemalej miere zjednodušuje situáciu pri porovnaní jednotlivých metód ako aj presnosti odhadu veľkosti populácie. V mnohých krajinách s výskytom veľkých šeliem sa v poslednom období prešlo od evidenčného monitoringu prítomnosti/neprítomnosti jedincov, k podrobnejším a presnejším metódam umožňujúcim nielen zistenie odhadu veľkosti populácie, ale aj jej pohľavnej štruktúry. Tieto metódy využívajúce genetické analýzy neinvazívnych vzoriek (trus, chlpy) sa stali rutinnými metódami nielen pri monitoringu veľkosti populácie medveďa, ale aj vlka a rysa. Ako dôsledok použitia presnejších metód došlo v niektorých krajinách k poklesu veľkosti populácie (napr. u vlkov v Slovinsku a v Bulharsku, u medveďov na východnom Balkáne).

Medvede patria do čeľade Ursidae. Hoci v súčasnosti žije len osem druhov medvedov, sú rozšírené, vyskytujú sa v rôznych habitatoch na severnej, ale aj na južnej pologuli. Tri druhy rodu *Ursus* žijú v Euroázii – *Ursus arctos*, *Ursus maritimus* a *Ursus thibetanus* a dva druhy obývajú severnú Ameriku – *Ursus arctos* a *Ursus americanus*.

Spomedzi druhov medvedov mierneho a boreálneho pásma severnej pologule, najväčší areál má medveď hnedý. Pôvodný areál medveďa hnedého siahla zo západnej Európy – kde je v súčasnosti značne zredukovaný. V súčasnosti stredo- a juhoeurópsky areál je obmedzený na Pyreneje, výbežky Álp, Karpaty a Balkánsky polostrov, severná vetva areálu začína na Škandinávskom polostrove a pokračuje cez severnú časť Ruska a Sibír až po Tichý oceán, Kamčatku a Sachalin, s pokračovaním do západnej časti Severnej Ameriky – Aljaška, Britská Kolumbia a severozápad USA. Kaukazský areál pokračuje s výbežkami do Turecka a severného Iránu a je od súvislého severného euroázijského areálu oddelený juhorskými nížinami a kazašskými stepami. Areál medveďa čierneho (baribal) zaberá USA a Kanadu.

S ohľadom na fragmentovaný a nespojitý areál bolo v minulosti vylíšených osem poddruhov v Euroázii a to: *Ursus arctos arctos*, *U. a. beringianus*, *U. a. collaris*, *U. a. isabellinus*, *U. a. lasiotus*, *U. a. marsicanus*, *U. a. pruniosus* a *U. a. syriacus*. Na americkom kontinente boli vylíšené štyri poddruhy – *U. a. alascensis*, *U. a. horribilis*, *U. a. middendorfi* a *U. a. sitkensis*. Väčšina poddruhov sa navzájom líši veľkosťou tela a sfarbením, hoci u viacerých poddruhov ako napr. *U. a. arctos* nájdeme širokú škálu farebných odchýlok od svetlohnedej až po čiernu.



Obr. 1 Rozšírenie medveďa hnedého v krajinách EÚ (Zdroj: Černecký et al. 2014)

Tab. 1 Znáozornenie veľkosti populácií medveďa hnedého vylíšených v Európe podľa Chaprona et al. 2014

Populácia	Veľkosť (jedince)
Škandinávská	3 400
Karelská	1 700
Baltická	710
Karpatská	7 200
Východný Balkán	600
Dinársko-pindoská	3 070
Stredné Apeniny	37 – 52
Alpy	45 – 50
Pyrenejská	22 – 27
Kantábrijská	195 – 210

Celková početnosť medveďa hnedého na svete sa odhaduje na 200 000 jedincov, z toho 33 000 žije na Aljaške, 25 000 v Britskej Kolumbii, približne 100 000 v Rusku, v Mongolsku a v Číne 9 000 jedincov (<http://www.iucnredlist.org/details/41688/0>).

Celoeurópsky areál medveďa zahŕňa 24 krajín. Celková početnosť medveďa hnedého v Európe (bez Ukrajiny, Bieloruska a Ruska) predstavuje okolo 17 000 jedincov a všetky časti areálu sú z hľadiska veľkosti populácie považované za stabilné, alebo s mierne narastajúcimi počtami. Z celoeurópskeho hľadiska bolo v Európe vylíšených 10 populácií (obr. 1) s nasledovnými veľkosťami (tab. 1) (veľkosti populácií boli prevzaté z publikácie Chapron et al. 2014).

Z celkového porovnania vidno, že len karpatská, dinársko-pindoská a škandinávská populácia majú veľkosť populácie presahujúcu 3 000 jedincov a z dlhodobého hľadiska sú tieto považované za stabilné jednotky vyžadujúce osobitný manažment tak z hľadiska druhovej ochrany ako aj z hľadiska poľovného obhospodarovania.

Karpatská populácia počíta približne 7 200 jedincov, z čoho okolo 6 000 žije v rumunských Karpatoch, približne 100 v Poľsku a 1 100 na Slovensku. K týmto počtom je potrebné pripočítať 300 medveďov žijúcich v ukrajinských Karpatoch (Delegan, pers. com.), čím by sa početnosť populácie zvýšila na cca 7 500 jedincov. Malé cezhraničné skupiny medveďov karpatskej populácie sa vyskytujú v Srbsku a Českej republike.

Z hľadiska migrácie medzi jednotlivými populáciami je možná migrácia medzi karelskou a škandinávskou populáciou na severe škandinávského polostrova a na druhej strane medzi karelskou populáciou a ruskou, resp. medzi baltickou populáciou a ruskou, ktoré sú na seba napojené.

Porovnanie veľkosti súčasného európskeho areálu s minimálnymi údajmi z rokov 1950 – 1970 nám naznačuje troj- až štvornásobný nárast veľkosti areálu v karelskej, škandinávskej, baltickej a kantábrijskej populácii, jeden a pol násobný nárast veľkosti areálu v karpatskej a dinársko-pindoskej populácii. Za posledných 50 rokov narastla aj veľkosť populácií a to v prípade škandinávskej populácie viac než 5-násobne, v prípade karelskej populácie viac než 10-násobne (najmä v dôsledku odstránenia technických zábran na fínsko-ruskej hranici pred 25 rokmi, v prípade karpatskej populácie viac než 5-násobne a dinársko-pindoskej populácie viac než trojnásobne.

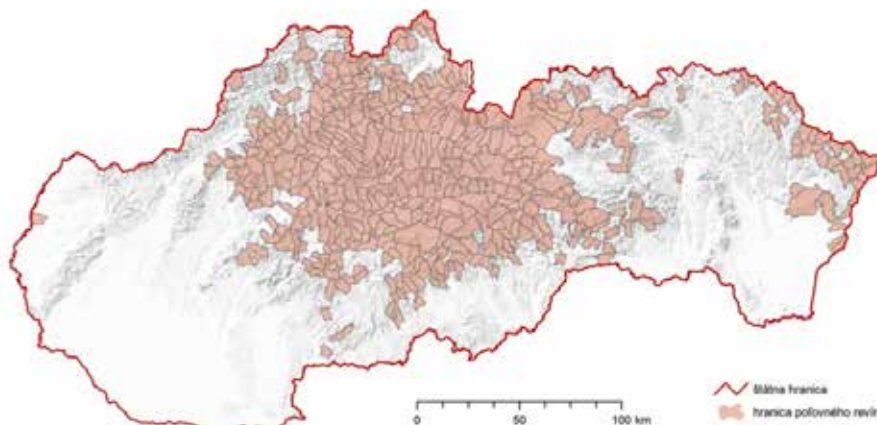
Rozšírenie medveďa na Slovensku

Areál rozšírenia medveďa na Slovensku zaberá územie orografických celkov stredného a severného Slovenska – Vysoké Tatry, Nízke Tatry, Malá a Veľká Fatra, Slovenské Rudohorie, Kremnické vrchy, Štiavnické vrchy, Oravská Magura, Pilsko a Babia Hora a okrajovo sa vyskytuje na východnom Slovensku v Levočských vrchoch a Poloninách a na západnom Slovensku v Strážovských vrchoch a Vtáčniku (obr. 2).

Areál rozšírenia medveďa odvodený z hlásení jarých kmeňových stavov medveďa v rokoch 2010 – 2012 podľa jednotlivých poľovníckych združení je znázornený na obr. 3. K vypracovaniu mapy rozšírenia medveďa na základe trojročných hlásení sme pristúpili z dôvodu odstránenia bielych miest v rámci areálu, pretože nie všetky poľovnícke združenia každoročne nahlásili prítomnosť medveďov. Vyrovnanie za trojročné obdobie považujeme za objektívnejšie, pretože zohľadňuje aj možnú migráciu medveďov medzi susediacimi poľovnými revírmi. Je potrebné poznamenať, že okrem súvislého areálu vo vyššie spomenutých orografických celkoch sa medveď vyskytuje aj v okrajových častiach areálu s tendenciou jeho rozširovania smerom na severozápadné Slovensko – Biele Karpaty a Javorníky, na východnom Slovensku – do oblasti Pienin, Čergovských vrchov a Braniska a na severovýchodnom Slovensku okrem jadrovej zóny v oblasti Nízkych Beskýd a Bukovských vrchov je tendencia rozširovania smerom na severozápad a do oblasti Vihorlatu a Popričného pozdĺž štátnej hranice s Ukrajinou. Šírenie smerom na juh stredného Slovenska je výrazné najmä v oblasti Štiavnických vrchov a Javoria, ako aj v oblasti Slovenského krasu. Celková výmera poľovníckych revírov Slovenska s prítomnosťou medveďa predstavuje 1 227 087 hektárov. Vzhľadom na to, že pre územie Slovenska neexistujú spoľahlivé údaje o počte a hustote výskytu medveďov v rámci celého are-



Obr. 2 Rozšírenie medveďa hnedého na Slovensku v roku 2004 (Findo *et al.* 2007).



Obr. 3 Areál rozšírenia medveďa na Slovensku na základe jarých kmeňových stavov v rokoch 2010 – 2012 (Zdroj: NLC, Zvolen, 2013)

álu (stredné a severné Slovensko a Poloniny), boli pri návrhu dizajnu zberu použité len údaje jarných kmeňových stavov, ktoré sú podkladom pre poľovnícku štatistiku. Počty jedincov medveďa hnedého na Slovensku podľa týchto podkladov sa zdajú byť značne nadhodnotené, pretože reprezentujú len sumu hlásení poľovníčnych združení k 31. marcu bežného roka a nezohľadňujú prekryvy jedincov medzi susednými poľovníckymi združeniami.

Vývoj veľkosti populácie medveďa hnedého na Slovensku

Presné historické údaje o počtoch medveďov na Slovensku a priľahlých oblastiach (pred rokom 1918) nám chýbajú. V rokoch 1900 až 1930 sú známe len počty odstrelených jedincov v jednotlivých župách, pričom odstrel sa pohyboval od 20 do 60 jedincov, s rekordným odstrelom v roku 1926, ktorý predstavoval 95 jedincov.

Do konca I. svetovej vojny v dôsledku poľovníckeho tlaku, odlesňovania a iných ľudských aktivít sa počet medveďov sústavne znižoval, čo malo za následok zmenšenie západokarpatského areálu a zmiznutie dnešnej časti východokarpatského areálu (Poloniny) (Paszlavsky 1918 in Hell & Slamečka 1999; Hartl & Hell 1994; Findo *et al.* 2007). Pokračovanie poľovníckeho tlaku v období po prvej svetovej vojne viedlo k ďalšiemu znižovaniu počtu medveďov a ich počet na konci dvadsiatych rokov sa odhadoval na 15 – 75 jedincov (Žuffa 1932, Tobiáš 1933). V roku 1932, keď sa uzákonila celoštátna ochrana medveďa sa počet jedincov odhadoval na 40 kusov s výskytom hlavne na strednom Slovensku. Zákaz lovu od roku 1932 ochránil zvyšky izolovanej populácie v Západných Karpatoch a umožnil jej prirodzený nárast v jadrovej časti areálu, avšak udalosti počas druhej svetovej vojny opäť zapríčinili krátkodobý pokles početnosti medveďov (Hell & Slamečka 1999). V päťdesiatych rokoch sa početnosť medveďov na Slovensku odhadovala na 50 – 80 jedincov (Turček 1949), v roku 1953 odhadovala Feriancová (1953) počet medveďov na 200 a koncom päťdesiatych rokov sa vyskytovalo na Slovensku cca 200 medveďov (Sabadoš & Šimiak 1981). V zmysle poľovníckej štatistiky narastal počet medveďov z 270 (1964), na 455 (1974) a 635 v roku 1984.

Hustota populácie medveďov bola najvyššia na strednom Slovensku (Lesný závod LZ Čierny Balog), kde pripadalo na 1 000 ha lesnej plochy v priemere 2,26 jedincov, čo korešpondovalo s maximálnymi prípustnými hustotami v Rumunsku (Almasan 1988) a v Bulharsku (Genov & Gančev 1987). Podobné hustoty sa zistili aj na Školskom lesnom podniku (ŠLP) pri Technickej univerzite vo Zvolene a LZ Slovenská Lupča (1,77 resp. 1,67 jedincov na 1 000 ha).

Na základe zvýšených škôd na včelstvách, úrode a dobytku bol lov opäť povolený (Janík 1997). Napriek tomu početnosť medveďov ďalej narastala. So zámerom brzdiť (pozastaviť?) vývoj sa kvóta postupne zvyšovala, no veľkosť populácie rástla. Aj napriek tomu, že komisia ministerstva kultúry, ktorá stanovovala kvóty odstrelu, korigovala počty medveďov, ktoré hlásili lesné závody a pri stanovovaní kvót sa počítalo s odlovením 50 % prírastku v danom roku, počty narastali v dôsledku pohlavnej nerovnováhy. V prvých 20 rokoch lovu medveďa sa ulovilo celkom 82 % samcov (Sabadoš & Šimiak 1981), v niektorých oblastiach trofejový lov eliminoval 80 – 90 % veľkých starých samcov (Jamnický 1987). V dôsledku pohlavnej nerovnováhy v prospech samíc boli ročné prírastky podstatne vyššie než by sa očakávalo pri pomere pohlavia 1 : 1.

S úmyslom zamerať sa na nedospelé jedince, zväčšiť pomer odstrelu samíc (bez mláďat) a chrániť zostávajúcich veľkých samcov, od roku 1980 ŠOP SR začala zavádzať požiadavku plánu lovu pre hmotnostné kategórie, ktoré sa postupne sprísnil (Kassa 1998). Opravením štruktúrovaných plánov sa podarilo postupne znížiť podiel ulovených samcov medveďov zo 79 % v rokoch 1958 – 1980 na 64 % v rokoch 1980 – 1991 (Janík 1997). Napriek tomu opatreniu pohlavná nerovnováha naďalej pretrvávala.

Vývoj početnosti populácie medveďov od 80-tych rokov do súčasnosti na základe poľovníckej štatistiky sa dá rozdeliť do dvoch období – osemdesiate roky, kedy nárast bol spôsobený pohlavnou nerovnováhou a súčasne korigovaný komisiou a po roku 1990, kedy korekcie prestali fungovať a výsledky poľovníckej štatistiky predstavujú jednoduchú sumu hlásení jarných kmeňových stavov jednotlivých poľovníčnych revírov a v neposlednej rade aj zvýšené prírastky z dôvodu vyššej úživnosti prostredia (pestovanie kukurice v podhorských oblastiach a prikrmovanie raticovej zveri). Samozrejme, tento výsledok nezohľadňuje skutočnú veľkosť populácie a je značne nadhodnotený a to tak z hľadiska absolútnej početnosti ako aj z celkovej hustoty populácie a hustoty v jednotlivých oblastiach.

Počty medveďov na Slovensku podľa hlásení pre Európsku komisiu predstavovali v rokoch 2005 – 2010 okolo 800 kusov, čo by predstavovalo priemernú hustotu 5,6 jedincov na 100 km². Najvyššia hustota sa predpokladá v regiónoch stredného Slovenska, v ktorých sa obnovila populácia. Z výsledkov sčítaní v Tatrách, Malej a Veľkej Fatre a na Poľane vyplýva, že chránené oblasti s kvalitnými biotopmi a relatívne nízkym rušením majú tendenciu mať najvyššiu hustotu populácie až 11 jedincov na 100 km².

V susediacich oblastiach je hustota spravidla nižšia, rovnako aj v okrajových častiach pohoria, kde je menšia lesnatosť a vyššia úroveň ľudskej činnosti (Rigg & Adamec 2007). Pre porovnanie, odhady priemernej hustoty populácie v Rumunsku sa pohybujú od 8 do 25 jedincov na 100 km² (Selaru & Lonescu 2005), v prípade prikrmovania až 50 jedincov na 100 km² (van Maanen *et al.* 2006). V Chorvátsku kolíše priemerná hustota medveďov od 5 jedincov na 100 km² v oblastiach s občasným výskytom až do 15 – 20 jedincov na 100 km² v najkvalitnejších biotopoch. Biologická únosná kapacita životného priestoru v Chorvátsku s rozlohou 12 000 km² (čo korešponduje s veľkosťou areálu v SR) sa odhaduje na 1 100 medveďov, sociálna kapacita je okolo 900 jedincov (Dečak *et al.* 2005).

Nereálnosť údajov z poľovníckej štatistiky vidieť hlavne pri výpočte hustôt populácie na 100 km² (= 10 000 ha), kde sa hustoty podľa jednotlivých poľovníčnych revírov pohybujú na strednom Slovensku od 0,63 do 66,03 jedincov na 100 km², pri priemernej hodnote 16,93.

Na základe genetickej štúdie v rámci projektu „Výskum a monitoring veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“ veľkosť populácie medveďa hnedého predstavuje 1 256 medveďov (1 023 – 1 489 95 % CI) (viac kapitola 4.3).



3.2 Vlk dravý

Vlk patrí medzi psovité šelmy, ktoré sú rozšírené na všetkých kontinentoch s výnimkou Antarktídy. V Austrálii sa vyskytuje pes dingo, ktorý bol zavlečený asi pred 5000 rokmi. Súčasná čeľaď Caninae sa delí na dve podčelade, a to: psy (Tribe Canini) a líšky (Tribe Vulpini), pričom v prvej podčeladi sú okrem rodu *Canis* zaradené príbuzné rody (*Lycaon*, *Lycalopex* a *Chrysocyon*).

Nominálna rasa vlka dravého je *Canis lupus* Linnaeus, 1758. V roku 1995 teriológ R. N. Nowak na základe morfológie lebiek vylíčil v Eurázii sedem poddruhov vlka: *C. l. lupus*, *C. l. albus*, *C. l. pallipes*, *C. l. cubanensis* a *C. l. communis*. V roku 2003 R. N. Nowak vylíčil ďalšie poddruhy: *C. l. arabs*, *C. l. hattai*, *C. l. hodophilax* a *C. l. lupaster* (Nowak 1995, 2003). Genetické štúdie potvrdili, že v Taliansku žije osobitný poddruh *C. l. italicus* (Randi *et al.* 2000), ako aj skutočnosť, že *C. l. cubanensis* z Kaukazu nemožno pokladať za samostatný poddruh (Pilot *et al.* 2014).

Vlky osídľujú široký areál vyznačujúci sa rôznymi klimatickými a ekologickými podmienkami. V dôsledku podmienok výskytu sa vlky vyznačujú veľkou premenlivosťou sfarbenia a rozmerov tela. Napríklad, dospelé vlky stredo-východnej a juhozápadnej Ázie majú hmotnosť 20 – 25 kg (Mendelssohn 1982) a naproti tomu vlky zo severnej časti Severnej Ameriky a Európy dosahujú hmotnosť 70 kg (Bibikov 1985, Okarma 2015). Predpokladá sa, že vlk bol v minulosti najrozšírenejším cicavcom na svete a vyskytoval sa od 15° s.z.š. na severoamerickom kontinente a od 12° s.z.š. na indickom subkontinente. Pôvodný areál sa v dôsledku prenasledovania z dôvodu škôd na hospodárskych zvieratách a všeobecného strachu pred vlkami zmenšil približne o jednu tretinu (Okarma 2015). Vlky boli vyhubené v celej západnej Európe (Boitani 1995), v Mexiku a na väčšine územia USA (Mech 1970).

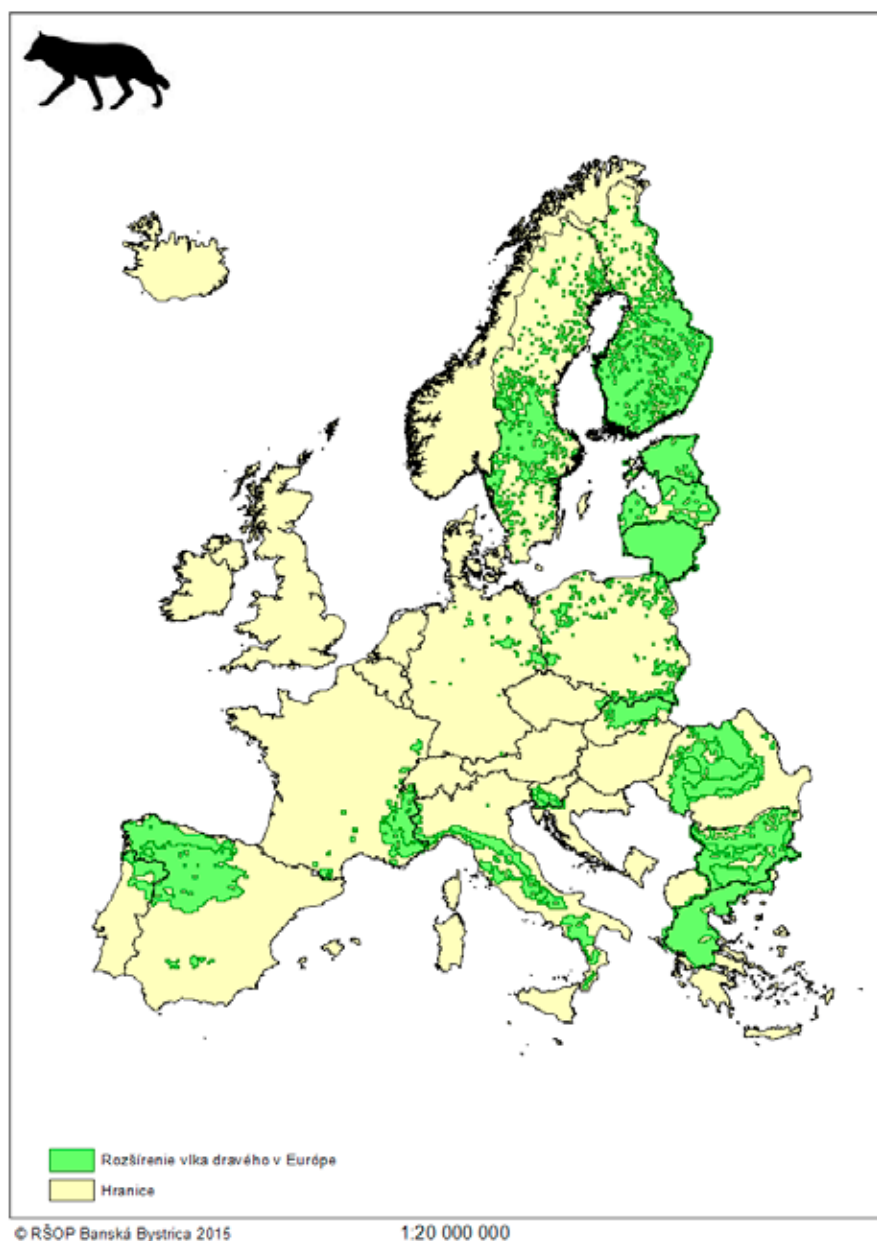
Tab. 2 Znázornenie veľkosti populácií vlka dravého vylíšených v Európe podľa Chaprona *et al.* 2014

Populácia	Veľkosť (jedince)
Škandinávská	260 – 330
Karelská	150 – 165
Baltická	870 – 1 400
Stredoeurópske nížiny	150
Karpatská	3 000
Dinársko-balkánska	3 900
Apeninský polostrov	600 – 800
Alpská	160
Iberská	2 200 – 2 500
Sierra Morena	6

Pôvodný areál vlka v Európe zahrňoval prakticky celý kontinent, ktorý sa drasticky zmenšil v dôsledku zmien prostredia a prenasledovania človekom. V šesťdesiatych rokoch veľkosť areálu ako aj početnosť vlka v Európe dosiahli svoje minimum. Väčšie počty vlkov sa zachovali jedine vo východnej Európe, Karpatoch a na Balkánskom polostrove, zatiaľ čo malé populácie sa zachovali na Apeninskom polostrove (Taliansko) a na Iberskom polostrove (Španielsko a Portugalsko) (Salvatori & Linnell 2005).

Celoeurópsky areál zahŕňa 24 krajín a celková početnosť vlka dravého v Európe (bez Ukrajiny, Bieloruska a Ruska) predstavuje okolo 12 000 jedincov a všetky časti areálu sú z hľadiska veľkosti populácie považované za stabilné, alebo s mierne narastajúcimi počtami, okrem populácie Sierra Morena v južnom Španielsku, ktorá je na pokraji zániku (v roku 2010 žila iba jedna svorka). Z celoeurópskeho hľadiska bolo v Európe vylišených 10 populácií (obr. 4) s nasledovnými veľkosťami (tab. 2) (veľkosti populácie boli prevzaté z publikácie Chapron *et al.* 2014). Z celkového porovnania vidno, že len karpatská, dinársko-balkánska populácia majú veľkosť populácie presahujúcu 3 000 jedincov a z dlhodobého hľadiska sú tieto považované za stabilné jednotky vyžadujúce osobitný manažment tak z hľadiska druhovej ochrany ako aj z hľadiska poľovného obhospodarovania.

Karpatská populácia počíta približne 3 000 jedincov, z čoho okolo 2 300 – 2 700 žije v rumunských Karpatoch, približne 250 v Poľsku a 300 – 450 na Slovensku. K týmto počtom je potrebné pripočítať 350 – 400 vlkov žijúcich v ukrajinských Karpatoch (Delegan, pers. com.), čím by sa početnosť populácie zvýšila na cca 3 350 – 3 400 jedincov. Malé cezhraničné skupiny vlkov sa vyskytujú v Maďarsku a Českej republike. Z hľadiska migrácie medzi jednotlivými populáciami je možná migrácia medzi karelskou a škandinávskou populáciou na severe škandinávského polostrova a na druhej strane medzi karelskou a ruskou populáciou, resp. medzi baltickou a ruskou populáciou, ktoré sú na seba napojené. Rovnako možná migrácia je medzi talianskou populáciou z Apeninského polostrova a alpskou populáciou, ako aj medzi dinársko-balkánskou populáciou a karpatskou na severe Bulharska a severovýchode Srbska a juhozápade Rumunska, počas tuhých zím so zamrznutým Dunajom. Za pozornosť stojí návrat vlkov do škandinávskej a alpskej populácie a populácie stredoeurópskych nížin. Pri porovnaní veľkosti súčasného európskeho areálu s minimálnymi údajmi z rokov 1950 – 1970 nám naznačuje troj- až štvornásobný nárast veľkosti areálu v karelskej a baltickej populácii, päťnásobný nárast veľkosti areálu v apeninskej populácii, jeden a pol násobný nárast veľkosti areálu v karpatskej a dinársko-pindoskej populácii a dvojnásobné zväčšenie veľkosti areálu v karpatskej a dinársko-balkánskej populácii. Za posledných 50 rokov narástla aj veľkosť populácií a to v prípade karpatskej a dinársko-balkánskej populácie viac než 1,5-násobne, v prípade iberskej populácie viac než trojnásobne. Podľa informácií spred 50 rokov bolo zaznamenané vyhynutie vlka v Škandinávii, stredoeurópskych nížinách, Čechách, Maďarsku a v takmer celej západnej Európe (okrem Pyrenejského a Apeninského polostrova) a v súčasnosti sa zaznamenal v týchto krajinách nielen návrat vlka ale aj stabilný nárast veľkosti populácií.



Obr. 4 Rozšírenie vlka dravého v krajinách EÚ (Zdroj: Černecký *et al.* 2014)



3.3 Rys ostrovid

Rys patrí medzi mačkovité šelmy severnej pologule. Dva druhy – *Lynx lynx* a *Lynx pardinus* žijú v Euroázii a dva druhy – *Lynx canadensis* a *Lynx rufus* žijú v severnej Amerike. Napriek tomu, že rysy sú považované za mačky severnej pologule rozšírenie rysa ostrovida siaha v Ázii až po rieku Mekong v Číne a rozšírenie rysa červeného siaha v Mexiku až po 20° s.z.š. *Lynx pardinus* žije dnes na dvoch lokalitách v južnom Španielsku. Všetky štyri druhy žijú v oblastiach, ktoré sú v zime pokryté snehom. V niektorých oblastiach sa areál rysa prekrýva s areálom iných mačkovitých šeliem, napr. v Európe s divou mačkou a v Amerike s pumou (Breitenmoser & Breitenmoser 2008).

Pôvodný areál rysa ostrovida siahla zo západnej Európy – kde je v súčasnosti značne zredukovaný – cez severnú Áziu až po Tichý oceán, Kórejský polostrov, Kamčatku a Sachalin. Kaukazský areál s výbežkami do Turecka a severného Iránu je od súvislého severného euroázijského areálu oddelený juhorskými nížinami a kazašskými stepami. Pôvodný areál rysa v Európe je značne v dôsledku ľudskej činnosti zredukovaný a pravdepodobne zmizol aj z Kórejského polostrova (Breitenmoser & Breitenmoser 2008). S ohľadom na fragmentovaný a nespojitý areál bolo v minulosti vylišených osem poddruhov a to: *Lynx lynx lynx*, *L. l. carpathicus*, *L. l. martinoi*, *L. l. dinniki*, *L. l. isabelinus*, *L. l. wardii*, *L. l. kozlovi*, *L. l. wrangeli*, *L. l. stroganovi*, *L. l. sardiniae*, pričom pre kontinentálnu Európu sú relevantné dva poddruhy a to nominálna rasa *Lynx lynx lynx* obývajúcí Škandináviu, Fínsko, Pobaltie, severovýchodné Poľsko, Bielorusko a Rusko, *L. l. carpathicus* obývajúcí rumunské, ukrajinské Karpaty a Západné Karpaty, Poľsko a napokon znovuobjavený a geneticky potvrdený poddruh *L. l. martinoi*. Klasifikácia rysa do deviatich poddruhov zodpovedá súčasnému stavu poznatkov a zohľadňuje aj novšie poznatky. Napriek tomu je potrebné vnútrodrohovú klasifikáciu považovať za predbežnú, pretože mnohé otázky taxonómie zostávajú nezodpovedané a vyžadujú si potvrdenie genetickými metódami. Tak bol v poslednom období potvrdený výskyt balkánskeho poddruhu rysa ostrovida *L. l. martinoi* v Srbsku, Kosove, Albánsku a Macedónsku a následne aj geneticky potvrdený. Vylišenie karpatského

Tab. 3 Znázornenie veľkosti populácií rysa ostrovida vylišených v Európe podľa Chaprona *et al.* 2014

Populácia	Veľkosť (jedince)
Škandinávská	1 800 – 2 300
Karelská	2 430 – 2 610
Baltická	1 600
Karpatská	2 300 – 2 400
Balkánska	40 – 50
Dinárska	120 – 130
Česko-bavorská	50
Alpská	130
Jura	110
Vogézska-palatinská	19
Harz	10

poddruhu rýsa ostrovida (*L. l. carpathicus*) Kratochvílom a Štollmannom (1963) započalo diskusiu medzi stredoeurópskymi a ruskými autormi o existencii tohto poddruhu a jeho možnom spojení s nominátnym poddruhom *L. l. lynx* zo Škandinávie. Posledné výskumy potvrdené aj fylogenetickými a fylogeografickými analýzami potvrdili osobitné postavenie karpatského poddruhu rýsa a jeho diferenciáciu od baltickej a škandinávskej populácie (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2003 Breitenmoser-Würsten 2008). Z historického hľadiska bol rys považovaný vo Fínsku a Lotyšsku za takmer vyhynutý a v ďalších krajinách – Bulharsko, Maďarsko, Bosna-Hercegovina, Chorvátsko, Slovinsko, Rakúsko, Česká republika, Nemecko, Švajčiarsko, Francúzsko, Taliansko – za vyhynutý druh. V prvých dvoch prípadoch (Fínsko a Lotyšsko, Bulharsko a Maďarsko) sa jednalo o prirodzený návrat rysov, zatiaľ čo v prípade ďalších deviatich krajín sú súčasné stavy výsledkom reintrodukcie v šesťdesiatych a sedemdesiatych rokoch minulého storočia hlavne zo západokarpatskej populácie zo Slovenska, resp. nelegálnym vypúšťaním rysov odchovaných v zajatí a v ZOO.

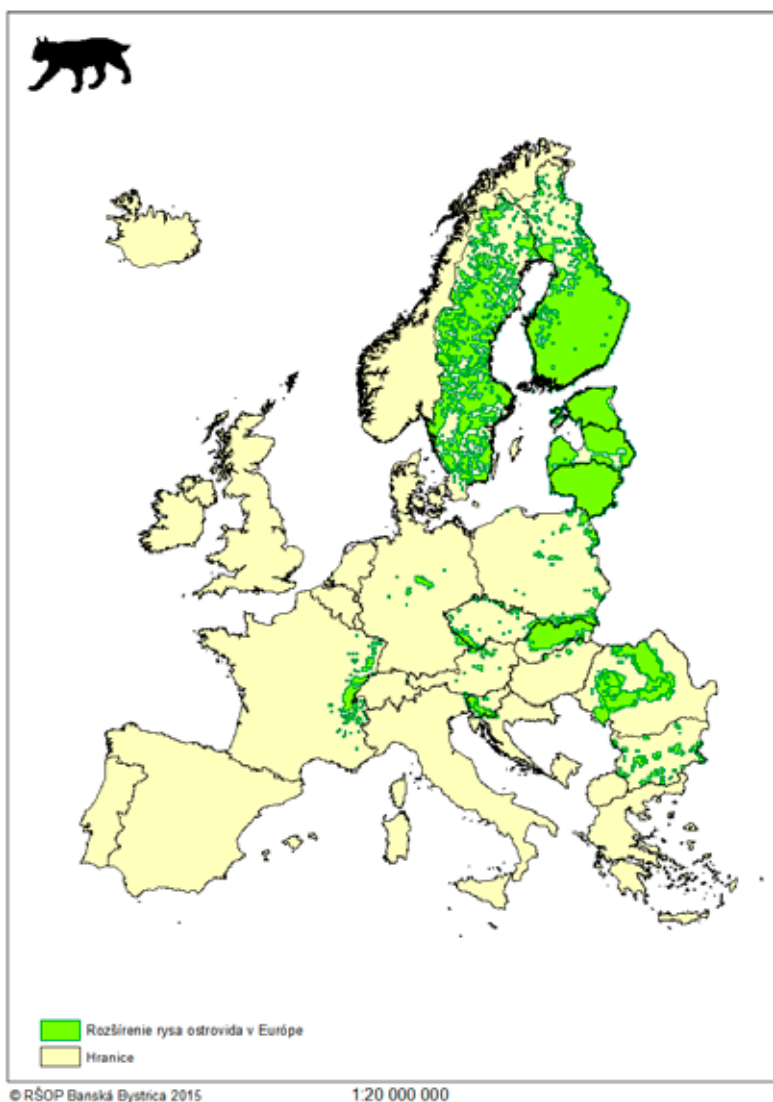
Celoeurópsky areál rýsa ostrovida zahŕňa 26 krajín a celková početnosť rýsa ostrovida v Európe (bez Ukrajiny, Bieloruska a Ruska) predstavuje okolo 9 000 jedincov (Chapron *et al.* 2014) a podľa Matyushkina a Vaisfelda (2008) žije v Rusku 30 000 – 35 000 a v Mongolsku okolo 10 000 rysov. Všetky časti areálu sú z hľadiska veľkosti populácie považované za stabilné, alebo stagnujúce na pomerne malých počtoch najmä reintrodukovanej populácie. Populácia vo Vogézach a Palatináte a populácia balkánskeho rýsa majú klesajúcu tendenciu. Z celoeurópskeho hľadiska bolo v Európe vylíšených 11 populácií (obr. 5) s nasledovnými veľkosťami uvedenými v tab. 3 (veľkosti populácie boli prevzaté z publikácie Chapron *et al.* 2014).

Z celkového porovnania vidno, že len karpatská, karelská a škandinávská populácia presahujú 2000 jedincov a z dlhodobého hľadiska sú tieto považované za stabilné jednotky, vyžadujúce osobitný manažment tak z hľadiska druhovej ochrany ako aj z hľadiska poľovného obhospodarovania. Karpatská populácia počíta približne 2 300 – 2 400 jedincov, z čoho okolo 1 200 – 1 500 žije v rumunských Karpatoch, približne 200 v Poľsku a 300 – 400 na Slovensku. K týmto počtom je potrebné pripočítať 300 rysov žijúcich v ukrajinských Karpatoch (Delegan, pers. com.), čím by sa početnosť populácie zvýšila na cca 2 600 – 2 700 jedincov. Malé cezhraničné skupiny rysov sa vyskytujú v severnom Maďarsku a Českej republike (Moravské Beskydy a Javorníky). Z hľadiska migrácie medzi jednotlivými populáciami je možná migrácia medzi karelskou a škandinávskou populáciou na severe Škandinávského polostrova a na druhej strane medzi karelskou a ruskou populáciou, resp. medzi baltickou a ruskou populáciou, ktoré sú na seba napojené.

Porovnanie veľkosti súčasného európskeho areálu s minimálnymi údajmi z rokov 1950 – 1970 nám naznačuje štvornásobný nárast veľkosti areálu v škandinávskej populácii a desaťnásobný nárast v karelskej populácii, jeden a pol násobný nárast veľkosti areálu v karpatskej a baltickej populácii. Analogicky, za posledných 50 rokov narástla aj veľkosť populácie a to v prípade škandinávskej a baltickej populácie viac než 5-násobne, v prípade karpatskej populácie viac než 2,5-násobne.

Je potrebné poznamenať, že súčasných päť populácií rýsa v Európe: dinárska, česko-bavorská, alpská, Jura a vogézsko-palatináská, vznikli cieľavedomou reintrodukciou rýsa zo západných Karpát do západnej Európy a bývalej Juhoslávie. Podľa prehľadu uvedeného v monografii „Der Luchs“ pre založenie týchto šiestich populácií bolo zo Západných Karpát reintrodukovaných 75 rysov, pričom celkový počet rysov použitých pre reintrodukcii predstavoval 162 – 167 rysov (vrátane neúspešných reintrodukcií a rysov pochádzajúcich zo ZOO) (Breitenmoser-Würsten 2008).

Okrem reintrodukcií stojí za pozornosť aj významné rozširovanie areálu západokarpatskej populácie smerom na západ do Jeseníkov, ako aj dva ojedinelé prípady do Dražanskej vrchoviny a NP Podyjí (Kratochvíl 1968). Podobne, reintrodukovaná populácia do bývalej Juhoslávie sa v priebehu 40 rokov z miesta vysadenia v Slovinsku v roku 1973 rozšírila do Rakúska, Chorvátska a Bosny a Hercegoviny. Jej súčasná veľkosť sa odhaduje na 120 – 130 jedincov, pričom do polovice deväťdesiatych rokov bol zaznamenaný nárast populácie, napriek povolenému odstrelu a po tomto období aj v dôsledku vojnových rokov ustal (Čop 1998).



Obr. 5 Rozšírenie rýsa ostrovida v krajinách EÚ (Zdroj: Černecký *et al.* 2014)

4 MONITORING VELKÝCH ŠELIEM



© V. Vician





4.1 Metódy monitorovania veľkých šeliem

Ladislav Paule & Robin Rigg

4.1.1 Význam a princípy monitoringu

Predpokladom efektívnej ochrany a racionálneho manažmentu druhu sú relevantné, spoľahlivé údaje (Gibbs 2000, Wilson & Delahay 2001, Balme *et al.* 2007). Monitoring slúži najmä pre zistenie stavu druhu alebo jeho populácií; posudzovanie (a prispôsobenie) efektov manažmentových opatrení a zásahov (vrátane stanovenia kvóty lovu); a plnenie požiadaviek reportingu (Gese *et al.* 2012, Breitenmoser *et al.* 2015). Monitorovanie je povinnosťou vyplývajúcou z článku 11 Smernice Rady č. 92/43/EHS pre všetky druhy európskeho významu uvedené v prílohách II, IV a V, vrátane vlka dravého, medveďa hnedého a rysa ostrovida. V súvislosti s pokrokom pri implementácii Smernice Rady č. 92/43/EHS sa od členských štátov EÚ vyžaduje každých 6 rokov podať správu o stave ochrany a krátkodobých a dlhodobých trendoch.

Doposiaľ na Slovensku neprebehol kontinuálny a zároveň robustný monitoring veľkých šeliem. Absencia informácií, resp. výrazný rozpor medzi zdrojmi, poskytol voľný priestor pre subjektívne názory, ktorého výsledkom bola značná kontroverzia ohľadom manažmentu najmä vlka a medveďa a to predovšetkým medzi ochranárskou a poľovníckou verejnosťou (Antal *et al.* 2015). Intervencia zo strany Európskej únie v roku 2014 zdôraznila potrebu vybudovať komplexný systém dlhodobého monitoringu, ktorý by mal byť založený na týchto základných princípoch:

- **Dôveryhodnosť:** spoľahlivé údaje, získané robustnými vedeckými metódami sú základom adaptívneho manažmentu.
- **Transparentnosť:** postupy, výsledky, interpretácie a následné rozhodnutia sú dostupné na prehodnotenie odbornou či širšou verejnosťou.
- **Spolupráca:** väčšina robustných metód monitoringu si vyžaduje spoluprácu a zapojenie viacerých skúsených a trénovaných pozorovateľov zo štátnych, súkromných a mimovládnych subjektov ako aj vyškolených dobrovoľníkov (angl. „citizen scientists“), aby ich bolo možné aplikovať v rámci rozsiahlejších území.
- **Inkluzívnosť:** všetky subjekty či jednotlivci s dostatočnými skúsenosťami a relevantnými znalosťami majú možnosť zapojiť sa do aktivít monitoringu, aby sa dobudoval konsenzus v rámci výsledkov.
- **Perspektíva:** žiadúce je vynakladať úsilie na postupné zlepšovanie metód na získanie dát, ako aj zdrojov financovania potrebných pre manažment, kontinuálne vzdelávanie členov monitorovacej siete, spolupráca s kolegami v zahraničí, účasť na konferenciách, seminároch a oboznamovanie sa s najnovšou odbornou literatúrou.

4.1.2 Sledované parametre a potrebné údaje

Monitoring môžeme definovať ako „kontinuálne pozorovanie populácie“. Počiatočné skúmanie sa nazýva aj „*baseline survey*“ (prieskum), pokračovanie v pozorovaní sa volá tiež „*surveillance*“ (dohľad). Ciele opatrení definujú zámer pozorovaní ako aj použité metódy (Boitani *et al.* 2012, Pollock *et al.* 2012, Breitenmoser *et al.* 2015). V záujme určenia zreteľných zmien musia mať zvolené metódy jasné ciele, spôsoby zberu vzoriek a veľmi dobre zostavené prieskumné protokoly. Náhodné a príležitostné pozorovania nie sú považované za dostatočné (De Barba 2010). Pri populáciách cicavcov sú v rámci programov monitoringu typicky pozorované nasledovné vlastnosti a charakteristiky:

Distribúcia (areál) – stabilne obsadené územia prípadne aj územia s nepravidelnou (prechodnou) prítomnosťou resp. územia s reprodukciou verzus územia bez reprodukcie.

Abundancia (početnosť) – veľkosť populácie alebo počet zvierat na danom území. Odhad celkovej veľkosti populácie veľkých šeliem je mimoriadne náročný proces vyžadujúci vhodné metodiky, veľký ľudský potenciál, finančné zabezpečenie, dobre pripravený dizajn a logistiku pri zbere terénnych údajov. Abundancia druhov s veľkými domovskými okrskami má tendenciu k nadhodnoteniu ak je „celková populácia“ len súčtom odhadov v rámci samostatných administratívnych jednotiek (napr. poľovné revíry, susedné štáty), pretože cezhraničné jedince sú často zaznamenané viacnásobne (Bischof *et al.* 2015).

Denzita (hustota) – počet zvierat na jednotku plochy územia. Keď vieme distribúciu a početnosť môžeme vypočítať hustotu. Aby nebola hustota nadhodnotená (pozri 4. 1. 5).

Trend, dynamika populácie – zmeny v abundancii, distribúcii resp. iných parametrov v čase. Frekvencia škôd na hospodárskych zvieratách môže čiastočne slúžiť ako indikátor relatívnej abundancie šeliem a populačného trendu za všeobecného predpokladu, že početnosť šeliem je korelovaná so stupňom predácie na hospodárskych zvieratách. Avšak škody na hospodárskych zvieratách závisia od mnohých faktorov, ako napr. zmeny v počte hospodárskych zvierat, typ habitatu, veľkosť skúmaného územia, spôsob chovu hospodárskych zvierat a podmienky prostredia vrátane množstva divo žijúcich zvierat (Rigg *et al.* 2011).

Komplexný monitoring by mal zahŕňať hodnotenie nielen početnosť druhu, populačnú hustotu a distribúcie, ale aj **zdravotný stav** a genetické parametre populácie (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2015, Ryser-Degiorgis 2015, Ryser-Degiorgis *et al.* 2015). Okrem vyššie uvedených parametrov, v zmysle Smernice Rady č. 92/43/EHS je priaznivý stav druhov európskeho významu definovaný aj na základe priemernej **veľkosti svorky prípadne vrhu**, rozsahu a **kvality biotopov** (dva typy sú rozlíšené – reprodukčný a potravný) a **stupňa ohrozenia** druhu resp. biotopu (Polák & Saxa 2005), čo znamená, že aj tieto parametre by mali byť dostatočne sledované, hodnotené a reportované.

4.1.3 Rozsah monitoringu

V kontexte kompilácie administratívnych dát a informácií (údaje z manažmentu voľne žijúcich druhov a ich lovu) je krajina tradičnou jednotkou monitoringu (Breitenmoser *et al.* 2015), hoci nemusí mať biologickú dôležitosť. V kontexte ochrany je populácia najdôležitejšou jednotkou, ktorú je potrebné manažovať prostredníctvom spoločných cieľov a zásad. Monitoring na tejto úrovni si vyžaduje cieľavedomú spoluprácu, častokrát medzi susednými krajinami (Linnell *et al.* 2008a). Veľké šelmy na území Slovenska sú súčasťou karpatskej populácie, ktorá zasahuje na územie najmä Poľska ale aj Českej republiky, Maďarska a Ukrajiny. Preto je potrebné vybudovať medzinárodnú spoluprácu so spoločnými postupmi (napr. Reinhardt *et al.* 2015).

Domovské okrsky aj populácie veľkých šeliem sú zvyčajne rozšírené na rozsiahlych územiach. Väčšina metód monitoringu poskytujúca vedecky robustné výsledky je finančne náročná, málokedy je možné ich realizovať na celom území výskytu. Stratifikácia monitoringu v priestore a čase je preto častokrát jediná možnosť, ako zabezpečiť praktický a dosiahnuteľný dlhodobý monitoring (Breitenmoser *et al.* 2015). Na celoštátnej prípadne populačnej úrovni sú zbierané „lacné“ informácie (napr. odstrel, úhyn, škody spôsobené na hospodárskych zvieratách resp. kompenzácie, náhodné pozorovania vrátane priamych pozorovaní, ulovená korisť, pobytové znaky a oportunistický monitoring s fotopascami). V modelových územiach sú aplikované precízne ale nákladné metódy, ktoré umožnia kalibráciu „menej náročných“ dát zostavených na nižšej úrovni rozlíšenia.

Švajčiarsko napríklad má pokročilý systém monitoringu rysa. Zóny (angl. *compartments*) spájajú viaceré kantóny (legislatívne a prakticky manažmentové jednotky) do manažmentových jednotiek pre veľké šelmy, ktoré sú založené najmä na geografických aspektoch a vhodnosti habitatu, preto je ich možné považovať za biologické subpopulácie. V každej zóne s trvalým výskytom rysa sú stanovené 1 – 3 modelové územia, kde je vykonávaný najpresnejší monitoring. V týchto tzv. referenčných územiach je každé 2 – 3 roky vykonávaný deterministický monitoring s fotopascami. Tieto deterministické monitoringy umožňujú odhad abundancie a denzity prostredníctvom vedecky robustných metód (*capture-recapture* štatistika), ale aj hodnotenie výkonnosti odhadu (smerodajná chyba,

95 % interval spoľahlivosti). Referenčné územie musí byť dostatočne veľké, aby bolo reprezentatívne pre danú oblasť, zo štatistických dôvodov by malo zahŕňať minimálne 10 jedincov. Najrozsiahlejšie referenčné územie vo Švajčiarsku má 1 281 km² a zahŕňa 61 pozícií s fotopascami (Breitenmoser *et al.* 2015).

4.1.4 Výber metód

Ich relatívne nízka populačná hustota, veľké domovské okrsky a záhadné správanie častokrát sťažuje pozorovanie šeliem. Napriek tomu v súčasnosti sa vo svete a už aj na Slovensku pristupuje k rôznym metódam zisťovania početnosti a štruktúry populácií veľkých šeliem (Smallwood & Schonewald 1998, Gibbs 2000, Gese 2001, Wilson & Delahay 2001, Kunkel *et al.* 2005, Breitenmoser *et al.* 2006, 2015, Balme *et al.* 2007, Linnell *et al.* 2007a, 2008b, Long *et al.* 2008, Rigg 2009, Karanth *et al.* 2010, Blanco & Cortéz 2012, Kelly *et al.* 2012, Reinhardt *et al.* 2015, Rigg & Kubala 2015). Každá metóda má svoje špecifiká, ani jedna nesplní všetky požiadavky a potreby (tab. 1, 2), preto je najvhodnejšia kombinácia rôznych metód na rôznych úrovniach. Dosiahnutie potrebných výsledkov je samozrejme podmienené aj určitou systematickosťou práce.

Tab. 1 Využiteľnosť rôznych prístupov monitorovania veľkých šeliem v Európe podľa odhadov kľúčových parametrov populácie

Metódy	Parametre			
	Distribúcia	Abundancia	Denzita	Reprodukcia
Priame pozorovania ¹	čiasťočne	čiasťočne	nie	čiasťočne
Fotopasce ²	čiasťočne	áno ²	áno ²	čiasťočne
Pobytové znaky ³	áno	čiasťočne	čiasťočne	áno
Genotypovanie ³	čiasťočne	áno ⁴	áno ⁴	áno
Hlasové prejavy ⁵	čiasťočne	čiasťočne	čiasťočne	áno

¹ Metóda sa týka prakticky iba medveďa.

² V kombinácii so štatistickou analýzou *capture-recapture* a to len v prípade rysa resp. mačky divjej.

³ Metóda použiteľná pre systematický monitoring všetkých druhov.

⁴ Zber neinvazívnych vzoriek (trus, moč, srst) v kombinácii s analýzou *capture-recapture*.

⁵ Metóda sa týka iba vlka, prípadne šakala.

Z praktického hľadiska, rozhodujúcou otázkou pri plánovaní použitia monitorovacích metód a metodiky zberu dát je požadovaná presnosť monitoringu, ktorá vychádza tak z priestorovej koncepcie monitoringu, ako aj z hľadiska opakovania monitoringu v čase (ročné, resp. periodické inventarizácie). Pre populácie druhov s malým počtom jedincov (napr. 50) budú mať aj nepatrné odchýlky pri zisťovaní abundancie zásadný význam, zatiaľ čo pri populáciách druhov s početnosťami jedincov počítajúcich 500 a viac jedincov si môžeme dovoliť pracovať s nižšou presnosťou (Breitenmoser *et al.* 2015).

Medzi priame metódy zahrňujeme tie metódy, ktoré počítajú samotných jedincov a nie znaky o ich prítomnosti. Takzvané neinvazívne metódy (Long *et al.* 2008, Kelly *et al.* 2012) umožňujúce monitoring populácie veľkých šeliem zahrňujú: skúmanie stôp (Ballard *et al.* 2005, Heinemeyer 2008); rozbor trusu (Crete & Messier 1987, McNay *et al.* 2009); pachové značenia a zbieranie vzoriek srsti (McDaniel *et al.* 2000); fotopasce (Weingarth *et al.* 2012); hlasové prejavy (Fuller & Sampson 1988); a genetická analýza (Kohn *et al.* 1999).

Priame pozorovania

Priame pozorovanie sa môže týkať živých jedincov (napr. voľno-žijúcich resp. odchytených) alebo mŕtvych jedincov (úhyn, zvieratá usmrtené na ceste, alebo ulovené jedince). Môže sa týkať celej skúmanej oblasti (napr. pozorovanie medveďov na krmoviskách, Hell & Sabadoš 1995), alebo čiastkových oblastí a následného extrapolovania. Stratifikácia čiastkových oblastí na rozdielne typy prostredia, alebo uzavreté geografické oblasti môže podstatne zvýšiť validitu, vhodnosť a presnosť monitoringu (Macdonald *et al.* 1998). Vzťah priamych počtov a parametrov pre odhad veľkosti populácie musí byť pre konkrétne druhy a oblasť overený.

Pri priamom pozorovaní živých jedincov je potrebné zvoliť sieť pozorovacích stanovišť tak, aby sa zamedzilo opakovanému pozorovaniu toho istého jedinca na viacerých stanovištiach. Druhou podmienkou je pozorovanie na všetkých stanovištiach v tom istom čase, napr. v deň splnu mesiaca od 18:00 do 22:00, resp. deň pred splnom alebo deň po splne, ak by bolo nevhodné počasie. Aby bolo možné sledovať trendy medzi rokmi, monitoring musí byť vykonaný v tom istom ročnom období s podobným počtom pozorovateľov resp. stanovišť.

Príklad 1. Ročný monitoring medvedíov priamym pozorovaním organizuje správa NP Malá Fatra od roku 2003. Pozorovatelia sa rozmiestnia vo dvojiciach na jednotlivé stanovištia s predpokladaným výskytom medveďa, kde počas dvoch až troch dní sledujú pomocou ďalekohľadu alebo monokulára výskyt a pohyb medvedíov.

Príklad 2. Druhý model priameho pozorovania medvedíov sa uskutočňuje v CHKO Poľana, kde sa v období ruje na pozorovacích stanovištiach (na krmoviskách) počítajú medvede zúčastňujúce sa ruje.

Pobytové znaky

Stopovanie je relatívne finančne nenáročné, a pri intenzívnej práci je možné zozbierať viac dát ako by bolo možné finančne drahšími metódami ako je napríklad telemetria (Wydeven *et al.* 2004, Alexander *et al.* 2005), napriek tomu z hľadiska presnosti je porovnateľné s inými metódami (McCarthy *et al.* 2008). Výskum stôp je predovšetkým aplikovateľný tam, kde je trvalá snehová pokrývka spojená s dobrým prístupom pre pracovníkov v teréne (Kunkel *et al.* 2005, Rigg 2009). Zimné obdobie poskytuje príležitosť stopovať zvieratá na rozsiahlych zasnežených územiach. Ďalšou výhodou je, že počas tohto obdobia roka sa kopytníky zhromažďujú v nižších nadmorských výškach. Predátori taktiež sústredia svoje aktivity v rámci týchto zimných oblastí, čím sa zmenší veľkosť oblasti výskumu (Kunkel *et al.* 2005). Záznamy zo stopovania na snehu boli využité úspešne pre vlka (napr. Smietana & Wajda 1997, Beyer *et al.* 2004) i rysa (napr. Squires *et al.* 2004, Linnell *et al.* 2007a).

Prieskumy využívajúce systém transektov na hľadanie stôp a iných znakov, poskytujú dáta o výskyte/absencii, pomáhajú mapovať rozšírenie druhu (Becker *et al.* 1998, Resource Inventory Committee 1998, Kunkel *et al.* 2005), spolu s ďalšími informáciami, vrátane reprodukčného statusu, potravy (Wydeven *et al.* 2004), využívania biotopu a aktivity ako aj pohlavia individuálneho jedinca (Ulizio *et al.* 2006). Počítanie stôp cieľových druhov na dopredu určených trasách poskytuje koeficient relatívnej početnosti, ktorý sa môže použiť na monitorovanie odlišností medzi oblasťami ako aj časové trendy (Gese 2001, Nikolaeva 2004).

Metóda počítania trusu pozdĺž ciest sa uplatnila spomedzi veľkých šeliem u vlkov a kojotov, pričom sa na monitorovaných úsekoch musia odstrániť staré vzorky trusu a pre spoľahlivé odhady trendov a odstránenie časových výkyvov sa monitorovanie musí uskutočniť v rovnakých časových úsekoch (Stander 1998). Analogickou metódou je počítanie stopových dráh križujúcich transektu (Stephens 2006). Podobne aj pri tejto metóde je potrebné zabezpečiť zamedzenie opakovaného započítania starých (už zaevidovaných) stopových dráh; z časového hľadiska je dobrá kalibrácia – počítať križujúce sa stopové dráhy v rovnakom časovom úseku po napadnutí nového snehu, napr. počas 24, alebo 48 hodín.

Veľké šelmy sa obvykle vyskytujú v nízkych hustotách rozšírenia, takže stopy a iné znaky sa nenájdu na mnohých transektoch, čo môže byť problémom pri štatistickej analýze. Preto je potrebný veľký počet transektov na rozpoznanie zmien vo výskyte (Kunkel *et al.* 2005). Rozptýl a pomer trás so žiadnymi znakmi môže byť znížený dlhšími transektmi. Pri identifikovaní znakov jedného z cieľových druhov sa sleduje stopa na krátku vzdialenosť (niekoľko stoviek metrov) kvôli určeniu veľkosti skupiny (Beyer *et al.* 2004, Linnell *et al.* 2007a,b). Veľkosť stopy, smer pohybu, odhad čerstvosti stôp ako aj presná lokalita sa zaznamenávajú pomocou GPS.

Potenciálnym problémom prieskumu pobytových znakov je spoľahlivosť presnosti určenia stôp a iných znakov (Gese 2001). K dispozícii sú aj ilustrované manuály na presné určenie stôp v teréne (napr. Rigg & Beťková 2015). Rozpoznanie stôp vlka a psa môže byť náročné, ale dá sa upresniť na základe tvaru, veľkosti a polohy viacerých stôp za sebou (Nowak & Mystajek 2000), alebo presnejšie na základe DNA analýzy trusu, moču alebo srsti nájdených pri stopách (Lucchini *et al.* 2002, McKelvey *et al.* 2006, Ulizio *et al.* 2006). Štandardizovanie a hodnotenie postupov zabezpečia napríklad certifikácie (<http://www.cybertracker.org>).

Príklad 1. V rámci Chránenej krajiny oblasti Poľana sa metóda mapovania pobytových znakov šeliem uskutočnila už niekoľko krát. Pri rozsiahlom počítaní pobytových znakov – stôp križujúcich inventarizačné trasy – je potrebný veľký počet pracovníkov (pracovníci ŠOP SR, lesníci, poľovníci aj dobrovoľníci), ktorí kontrolujú svoj úsek, zaznamenávajú počet a veľkosť stôp, ako aj smer pohybu zvierat. O 24 hodín sa inventarizácia pobytových znakov (stôp a trusu) zopakuje.

Príklad 2. Projekt Biela divočina: vlky a rysy v zimných Tatrách uplatňuje medzinárodné postupy neinvazívnych výskumných metód na monitorovanie šeliem od roku 2010 (Rigg 2009, 2011, 2012, 2013). Skúsení terénni pracovníci a vyškolení dobrovoľníci hľadajú stopy a iné prirodzené pobytové znaky cieľových druhov na vopred vymedzených trasách. Ukazovatele relatívnej početnosti sú vypočítané ako podiel transektov so stopami cieľových druhov, ako aj počet stopových dráh na jednotku vzdialenosti a počet preskúmaných kilometrov na stopu cieľového druhu (Stander 1998, Nikolaeva 2004, Balme *et al.* 2007). Teritoriálne páry vlka sú určené aj na základe pachových stôp ako sú močenie so zdvihnutou nohou či krv v moči (Mertl-Millhollen *et al.* 1984, Kunkel *et al.* 2005, Schmidt *et al.* 2008).

Fotopasce

Automatické digitálne fotoaparáty a kamery sa v posledných rokoch stali dôležitou súčasťou monitoringu. Pri objavení sa zvieratá pred senzorom, tzv. fotopascou zaznamenajú sa snímky alebo krátke videozáznamy bez prítomnosti pozorovateľov. Fotodokumentácia sa buď ukladá na pamäťovú kartu alebo zasiela cez mobilnú sieť (Multimedia Messaging Service – MMS). Spúšťanie záznamu je podmienené prerušením laserového lúča, pohybom zvieratá, jeho telesnou teplotou alebo kombináciou viacerých. Výkonný blesk, príp. infračervený žiarič umožňujú robiť záznamy aj počas noci. Podľa typu použitej pamäťovej karty môžu uložiť až niekoľko tisíc snímok. Ku každej snímke zaznamenávajú ďalšie charakteristiky, ako napr. dátum, čas, teplotu, fázu mesiaca, príp. GPS polohu.

Fotopasce sa vhodne rozmiestňujú na pravidelné prechody zveri (napr. lesné cesty a zväžnice, turistické chodníky, hrebene, skaly, chodníky zveri), k zdrojom potravy a vody, na miesta jej oddychu, značkovacie miesta aj oportunisticky pri ulovenej koristi. V prípade, že zariadenia budú rozmiestnené logicky a systematicky, vo väčších počtoch, podľa vopred stanoveného presného kľúča, vzdialeností a dohodnutého biotopu na stabilných trvalých lokalitách, môžeme hovoriť o „fotomonitoringu“.

Deterministický (systematický, intenzívny) monitoring fotopascami sa v posledných rokoch stal často používaný prístup pre odhad parametrov populácií zriedkavých druhov alebo druhov žijúcich skrytým spôsobom života a nízkej denzity populácie, akými sú šelmy (Karanth 1995). Rysy, podobne ako iné mačkovité šelmy, majú jedinečné vzory škvrnitosti, na základe ktorých je možné individuálne rozlíšiť a identifikovať jedincov, čo umožňuje robustné odhadnutie abundancie a denzity štatistikou *capture-recapture* (pozri 4. 1. 5).

Veľkou výhodou metódy *camera trapping* je aj to, že zariadenia zaznamenávajú všetky skupiny živočíchov vyskytujúcich sa v sledovanom území. Pri získaní väčšieho množstva záznamov môžeme v niektorých prípadoch jednotlivé zaznamenané jedince medzi sebou rozlišovať aj na základe odchýlok v sfarbení srsti, počtu mláďat resp. členov v svorkách, veľkosti, typu parožia, poranení a pod. Dlhodobejším sledovaním môžeme získať informácie o vývoji vekovej a sexuálnej štruktúry svoriek, čried, skupín či rodín.

Príklad. V rámci projektu „Spolužitie s karpatskými príznakmi“ bol monitoring rysa ostrovida realizovaný v rokoch 2013 až 2015 na dvoch modelových územiach: CHKO Štiavnické vrchy a NP Veľká Fatra (Kubala et al. 2015). Počas intenzívneho deterministického monitoringu boli použité dve oproti sebe umiestnené fotopasce na každej pozícii. Tieto tzv. fotostanice umožnili identifikáciu oboch profilov v prípade záznamu rovnakého jedinca v rôznych pozíciách alebo uhloch. Fotostanice boli rozmiestnené v štvorcovej sieti 2,5 × 2,5 km odvodenej od siete IUCN, umiestnené v rámci daného štvorca na najvhodnejšie identifikované pozície (Zimmermann et al. 2013). Každé 60-dňové zaznamenávanie (angl. *camera trapping session*) bolo rozdelené do 12 päťdňových období, tzv. udalostí zaznamenávania (angl. *trapping occasions*). Získanie dvoch alebo viac záberov toho istého zvieratá na rôznych fotostaniciach alebo v priebehu rôznych období (udalostí) bolo pri štatistickej analýze považované za „viacnásobné záznamy“ (*recaptures*). Abundancia a priemerná denzita populácie boli odhadnuté použitím priestorového odhadu (angl. *spatial capture-recapture*, Royle et al. 2014).

Genotypovanie

DNA môže byť využitá na určenie nielen druhu ale aj pohlavia a individuálnej identity zvieratá, ktoré ho zanechalo (Kohn et al. 1999). Schopnosť rozlíšiť jedincov a príbuzné skupiny nám umožňuje odhadnúť veľkosť populácie na základe minimálnych počtov a metód *capture-recapture* (Kohn et al. 1999, Ulizio et al. 2006, McCarthy et al. 2008). Osobitnou kategóriou je zber neinvazívnych vzoriek zo žijúcich jedincov. Je to náhrada za zber invazívnych vzoriek, ktoré predpokladá odchyt alebo ulovenie jedincov a následný odber vzoriek tkanív pre genetickú identifikáciu jedinca.

Pri zbere neinvazívnych vzoriek ide o zber trusu alebo srsti a následne o genotypovanie „darcu“ a zistenie jeho pohlavia (Kohn et al. 1999, McKelvey et al. 2006). V prípade trusu sa genotypovanie uskutoční z buniek epitelu čriev, ktoré darca zanechá pri defekácii. Pri použití srsti sa genotypovanie uskutoční z vlasových cibuliek. Vzorky srsti medveďa môžeme zbierať buď zo značkových stromov, impregnovaných elektrických stĺpov alebo z vlasových pascí (*hair traps*). Ako vlasové pasce pre medveďa môže slúžiť slučka z ostnatého drôtu pripevnená na strom s atraktantom (napr. bukový decht). Vlasové pasce vo forme kolov s nalepeným suchým zipsom môžeme použiť na zber neinvazívnych vzoriek rysov, pričom použijeme komerčné atraktanty s pižmom. DNA vlka a rysa v zime môže byť extrahovaná aj z moču (Hausknecht et al. 2007), prípadne počas ruje aj z krvi samíc (Rigg et al. 2014).

Príklad 1. Pilotná štúdia vlka pomocou neinvazívneho zberu DNA bola realizovaná v r. 2013 – 2014 ako kooperatívne úsilie medzi organizáciami Slovak Wildlife Society, Slovenský poľovnícky zväz, Lesy SR a ŠOP SR v spolupráci s Univerzitou v Ljubljani a pod vedením Large Carnivore Initiative for Europe (IUCN/SSC LCIE). Akcia bola financovaná Európskou komisiou v rámci projektu „Support to the European Commission’s policy on large carnivores under the Habitats Directive – phase 2 (contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B.3)“. Tradičné stopovanie na snehu bolo doplnené o prevádzku fotopascí ale najmä neinvazívneho genetického odberu vzoriek. Vzorky moču, trusu a srsti boli zbierané počas oportunistického aj systematického stopovania a boli použité jednak na overenie druhov, ale predovšetkým na identifikovanie jednotlivých vlkov, ich pohlavia a príbuzenského vzťahu za účelom určenia objektívnych a robustných odhadov počtov populácie vlka (Rigg et al. 2014).

Príklad 2. Využitie neinvazívnych vzoriek trusu pre odhad veľkosti populácie medveďa sa na Slovensku uskutočňuje od roku 2006. Prvá pilotná štúdia bola venovaná metodickým otázkam kvality vzoriek trusu a postupu zberu v modelovom území severnej časti Poľany (Straka et al. 2009). Rozsiahlejšia štúdia bola zameraná na odhad veľkosti populácie medveďa v slovenskej časti východných Karpát s doplnením

o zbery v poľskej časti východných Karpát (Bieszczady) s cieľom identifikácie cezhraničných jedincov (Štofík 2014, Holbová 2014). Ďalšia štúdia s využitím neinvazívnych vzoriek trusu bola zameraná na odhad abundancie medveďa v Strážovských vrchoch pri použití vzoriek trusu a srsti (Pepich 2014, Pepich & Krajmerová 2014). Posledným rozsiahlym projektom zameraným na odhad veľkosti populácie medveďa na Slovensku bol projekt podrobnejšie opísaný v kapitole 4.3 a v úvode.

Hlasové prejavy

Bežne používanou metódou pre zaznamenávanie prítomnosti šeliem žijúcich v svorkách (vlkov, šakalov) je zvuková vokalizácia (Nowak *et al.* 2007). Dobré plánovanie spočítania, napr. opakovanie počas niekoľkých za sebou nasledujúcich nocí, alebo odozvy na vábenie, sú potrebné pre stanovenie relatívnej abundancie druhu (Fuller & Sampson 1988). Biológovia si musia byť vedomí sezónnych, sociálnych, časových a priestorových faktorov, ktoré môžu ovplyvniť úroveň vokalizácie. Pre presnejší cenzus populácie sa musí spočítanie uskutočniť na pomerne veľkom území v rovnakom čase.

Doplňkové metódy

Niekoľko ďalších techník výskumu a monitorovacieho programu môže byť doplnkových ku vyššie popísaným metódam. Napríklad telemetria poskytuje detailné údaje o pohybe zvierat a veľkosti domovského okrsku, čo môže zlepšiť odhady denzity a abundancie populácie. Hodnotenie potravy šeliem, napríklad rozborom trusu (Rigg & Gorman 2004, 2006), odhalí okrem iného relatívne proporcie prírodných a antropogénnych zložiek.

Tab. 2 Výhody a nevýhody rôznych prístupov monitorovania veľkých šeliem v Európe.

Metóda	Výhody	Nevýhody
Priame pozorovania	- Finančne nenáročná. - Intuitívna a zapájajúca odbornú a laickú verejnosť. - Poskytuje doplňujúce údaje o aktivitách šeliem ako aj o ich správaní, postavení jednotlivcov (pohlavie, vek) a pod.	- Systematické využitie len u medveďov, na koľko priame pozorovania vlkov, rysov či mačky divej je len sporadické. - Obmedzené v zalesnenom teréne, v noci, hmle a pod. - Výsledky sú často skreslené vzhľadom na pozorovateľnosť lokalít, vekovo-pohlavné skupiny alebo aktivity.
Pobytové znaky	- Finančne nenáročná. - Veľmi vhodná pre zapojenie dobrovoľníkov. - Zber údajov je možný naraz pre viacero druhov. - Poskytuje doplňujúce údaje ako veľkosť skupiny, aktivity zvierat, pohyb v krajine, využitie prostredia a pod. - Poskytuje príležitosť pre neinvazívny odber vzoriek.	- Stopovanie vyžaduje vhodný substrát (sneh, blato, piesok). - Spoľahlivosť zberu údajov môže byť rôzna – podľa individuality pozorovateľov. - Výsledky niekedy poskytujú relatívnu, nie absolútnu, abundanciu. - Často je problematické určiť, ktoré stopy a kedy zanechali jednotlivci/skupiny.
Fotopasce	- Poskytuje simultánne záznamy rôznych druhov vrátane možnosti určiť ich pohlavie, vek a pod. - Vizuálny výstup je atraktívny pre zainteresované strany ako aj verejnosť. - Intenzívny monitoring v kombinácii s analýzou <i>capture-recapture</i> môže poskytnúť robustné odhady početnosti a hustoty.	- Systematický postup je finančne aj časovo náročný. - Zariadenie je náchylné k poškodeniu, od cudzenciu. - Štandardné analýzy <i>capture-recapture</i> vyžadujú identifikáciu jedinca a preto sú použiteľné len na rysy a mačky divej.

Genotypovanie	• Poskytuje detailné údaje dôležité pre manažment populácie ako genetická diverzita, príbuzenské vzťahy, prepojenosť či druhová hybridizácia. • Zber neinvazívnych vzoriek v kombinácii s analýzou <i>capture-recapture</i> môže poskytnúť robustné odhady početnosti a hustoty.	• Finančne aj časovo náročná. • Analýza vyžaduje špeciálne zariadenia, priestory, chemikálie aj odbornosť. • Veľa neinvazívnych vzoriek má nedostatočnú kvalitu pre určenie použiteľných genotypov. • Vzorky tkanív poskytujú vysoko kvalitnú DNA, vyžadujú však imobilizáciu prípadne usmrtenie zvierat. • Nie je možné určiť vek.
Hlasové prejavy	• Finančne nenáročná. • Môže sa použiť na potvrdenie prítomnosti a reprodukciu.	• Použiteľné systematicky len pre vlka resp. šakala.

Posudzovanie genetického zdravia

Ochorenie je považované za rastúcu hrozbu pre ochranu druhov a ich biodiverzitu s potrebou prieskumu zdravotného stavu voľne žijúcich druhov. Dôležité je dlhodobý zber dát a vzoriek; kombinácia viacerých prístupov (klinické vyšetrenia, patológia, laboratórne testy, pozorovania zdravotného stavu v teréne pomocou fotopascí; vyšetrenia odchytených zvierat a zvierat náhodne nájdených; vyšetrenia chorých a „zdravých“ zvierat ako napríklad obeť dopravných nehôd, ktoré je možné použiť ako kontrolné vzorky); a harmonizácia zberu dát v rámci času a študovaných území pre možnosť porovnania dát (Ryser-Degiorgis 2015).

Vo Švajčiarsku je vykonávaný prieskum zdravotného stavu eurázijského rysa počas viacerých dekád. Program v súčasnosti zahŕňa klinické vyšetrenie živých rysov (osirotené mláďatá a dospelé zvieratá odchytené z manažmentových dôvodov a patologické vyšetrenia všetkých nájdených úhynov vrátane spôsobených kolíziou s vozidlami. Morfológické dáta, fotografie vzorov škvrnitosti a vzorky (krv, trus, sršť, tkanivo) sú zaznamenávané a odobrané u živých a mŕtvych rysov (Ryser-Degiorgis 2015).

Príklad 1. Výsledky patologického vyšetrenia v rámci projektu „Spolužitie s karpatskými príznakmi“ v roku 2014 ukazovali, že infekčné choroby, vrodené vady u mladých zvierat a pytliactvo sú problémy, ktorým v súčasnej dobe čelí populácia rysa v Západných Karpatoch (Ryser-Degiorgis et al. 2015). To zdôrazňuje význam uplatňovania dôsledne organizovaného programu monitorovania zdravotného stavu rysa. Pre zjednodušenie implementácie programu na Slovensku boli navrhnuté protokoly veterinárnych úkonov (dostupné v Rigg & Kubala 2015). Dosiahnutie ďalších krokov zahŕňa: organizáciu a propagáciu zberu mŕtvych rysov spoločne s jedincami usmrtenými pri dopravných nehodách; vývoj a prispôbenie protokolov; nastavenie postupov pitiev; a zabezpečenie databázy s archívom dokumentov/dát a vzoriek; pravidelné organizovanie stretnutí s určením cieľov a termínov, formuláciou dohôd a dokumentáciou priebehu týchto stretnutí (Ryser-Degiorgis 2015).

Príklad 2. V rámci projektu „Spolužitie s karpatskými príznakmi“ boli porovnané vzorky zozbierané v rokoch 2013 – 2014 s vzorkami z rokov 1999 – 2001 aby sa zistilo, aký je súčasný stav genetickej variability rysov na Slovensku v porovnaní s hodnotami spred 12 – 14 rokov, či vykazuje populácia znaky genetického bottlenecku z minulosti a či je vidieť v súčasných vzorkách znaky genetického driftu spôsobené fragmentáciou (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2015). Pre ďalší genetický monitoring, vzorky by mali byť zbierané systematicky zo všetkých uhynutých a odchytených rysov. Je dôležité zbierať aj ďalšie morfológické a demografické dáta, pretože veľa z nich môže poukázať na zmeny v rozsahu inbrídingu. Kľúčové parametre sú aj reprodukcia, prežívanie, dĺžka života jedincov, zdravotný stav a príčiny mortality.

4.1.5 Analýza a reportovanie dát

Akákolvek metóda je použitá, je nevyhnutné zaznamenať merateľnosť „úsilia“ napríklad koľko kilometrov transektov bolo preskúmaných, koľko fotopascí bolo použitých, koľko vzoriek bolo zozbieraných. Nulové výsledky (nepríítomnosť jedincov/druhových) sú rovnako dôležité, pretože umožňujú porovnania a prepočty. Kompletnosť dát typu prítomnosť/absencia je lepšia ako len dáta s prítomnosťou, preto by sa mali zdokumentovať všetky aj tzv. nulové transekty (bez známky prítomnosti cieľových druhov).

Keď sú dáta zozbierané z rôznych zdrojov, mala by byť vyhodnotená ich spoľahlivosť. Napríklad podľa koncepčných a metodologických prístupov pre cezhraničný monitoring vyvinutých skupinou odborníkov SCALP (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population), sú dáta klasifikované do troch kategórií: C1 = „pevné údaje“ zahŕňajúce úhyn, genotypované jedince, priame pozorovania s fotodokumentáciou, C2 = záznamy potvrdené vyškolenými osobami (napr. stopy alebo koristiť potvrdená skúseným personálom), C3 = nepotvrdené záznamy (Molinari-Jobin *et al.* 2003). Každý súbor dát zostavený v rámci monitoringu má vlastné skreslenie, vyžaduje si špecifickú analýzu a interpretáciu. Dáta rôznej kvality by nemali byť zlučované, ale zobrazené vedľa seba, aby ich bolo možné porovnať (Breitenmoser *et al.* 2015).

Kombinácia spoľahlivých odhadov denzity z modelových území a kontinuálne zbierané náhodné pozorovania v celej krajine umožňuje extrapoláciu populácie v rámci celej krajiny. V Švajčiarsku napríklad toto je vykonávané pre rysa prostredníctvom habitatového modelu a rastra s veľkosťou štvorca 10×10 km. Každý štvorec s náhodným pozorovaním (C1 alebo C2) počas minimálne dvoch nasledujúcich rokov počas trojročného obdobia je považovaný za „obsadený“. Za predpokladu, že denzita rysov v rámci vhodného habitatu zóny pre veľké šelmy je rovnaká ako denzita príslušných modelových území, je možné extrapolovať počet rysov v rámci každej zóny i celej krajiny.

S genotypovaním neinvazívnych vzoriek a deterministickým monitoringom fotopascami je úzko spojená technika *Capture – Mark – Recapture* (CMR). Táto metóda je pomerne časovo i finančne náročná, ale umožňuje spoľahlivé odhady veľkosti populácie za predpokladu dostatočnej početnosti vzoriek, nevychýlených techník zberu a splnenia základných predpokladov pre modely. Predpokladom tejto metódy je odchyt určitého počtu jedincov resp. zberu neinvazívnych vzoriek alebo fotografických záznamov (*Capture*), ich identifikáciu (*Mark*) a opätovné zachytenie resp. identifikácie tých istých jedincov (*Recapture*). Pre túto metódu bolo vyvinutých niekoľko matematických modelov, ktoré simulujú narastanie veľkosti populácie od počtu zozbieraných unikátnych genotypov s možnosťou stanovenia intervalu spoľahlivosti. Ak sú známe veľkosti územia, pre ktoré sa uskutočnila inventarizácia, potom je okrem abundancie možné vypočítať odhady hustoty populácie, ako aj veľkosti teritórií, ktoré počas obdobia zberu navštívili jedince s opakovanými vzorkami.

Kooperatívna snaha vyžaduje jednotnú metodiku, databázu a pod. Je potrebné zabezpečiť koordináciu informačného systému a systému monitoringu medzi rezortom životného prostredia a rezortom pôdohospodárstva, resp. zdieľanie údajov. Kompilácia obrazového materiálu z monitoringu fotopascami si vyžaduje dobre organizovaný systém zahŕňajúci databázu fotografií. Identifikácia jedincov si vyžaduje ďalšiu a ďalšiu pracovnú silu, pretože nové fotografie je potrebné porovnávať s rastúcim počtom záznamov v archíve.

Kvalitný monitoring si vyžaduje aj primeraný reporting, ktorý by mal pozostávať z špecifických správ pre oficiálne úrady; spätnú väzbu pre pozorovateľov pomáhajúcich pri monitoringu; adekvátne vedecké publikácie; aj prezentácie dát z monitoringu pre širokú verejnosť napríklad na webovej stránke (Breitenmoser *et al.* 2015).







4.2 Metódy monitorovania veľkých šeliem na Slovensku

Vladimír Antal

Nakoľko do súčasnosti na Slovensku absentovali jednotné metódy monitorovania veľkých šeliem, bolo potrebné zaviesť viaceré formy monitoringu, ktoré závisia od monitorovaného druhu ako aj od požiadaviek Európskej komisie. Pre prehľadnosť je potrebné uviesť, že pod **pojmom monitoring** v tejto kapitole rozumieme samotný monitoring, mapovanie, ako aj zber všetkých ostatných relevantných údajov potrebných pre ochranu a manažment veľkých šeliem na Slovensku, pričom:

- **monitoring** predstavuje zber dát týkajúcich sa stavu jednotlivých druhov a biotopov priamo v teréne pri použití rovnakých metód a na tých istých plochách, tzv. trvalých monitorovacích lokalitách,
- **mapovanie** predstavuje zber dát na rôznych lokalitách v rôznom časovom období za použitia rôznych metód pozorovania. Údaje získané z mapovania poskytujú obraz o priestorovom rozšírení druhu.

Rozdiel medzi monitoringom a mapovaním veľkých šeliem spočíva v tom, že monitoringom dokážeme získať presnejšie údaje o hustote populácie, počte jedincov, resp. svoriek na menších plochách (modelových územiach) a mapovaním presnejšie údaje o výskyte veľkých šeliem v rámci celého územia Slovenskej republiky. Zároveň monitoring možno realizovať v centre areálu rozšírenia druhu, kde má relatívne vysokú početnosť, kým na okraji areálu druhu je prakticky možné len mapovanie druhu.

Monitorovacie metódy používané a navrhované do budúcnosti

1. Mapovanie realizované ŠOP SR (www.biomonitoring.sk)

Cieľový druh: medveď hnedý, vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ monitoringu:

- aktualizácia rozšírenia veľkých šeliem a jeho areálu,
- odhad počtu svoriek u vlka,
- odhad veľkosti svoriek u vlka,
- odhad prírastku,
- vyjadrenie rozsahu „škodlivosti“, resp. „konfliktnosti“ vo vzťahu k aktivitám človeka (poľnohospodárstvo, poľovníctvo).

Realizácia: celoplošne na území SR

ŠOP SR uvedené mapovanie realizuje v rámci svojich pracovných povinností. Všetky údaje sú zaznamenávané v Komplexnom informačnom a monitorovacom systéme (ďalej len „KIMS“) a po zadaní môžu byť okamžite použité pre rôzne účely. Jedná sa o pomerne nepresnú metódu v prípade zisťovania počtu jedincov (môže dôjsť k opakovaným záznamom toho istého jedinca, resp. svorky), avšak túto metódu je možné použiť ako doplnkovú formu pri určovaní/spresňovaní rozšírenia a areálu veľkých šeliem. Počas realizácie mapovania v teréne sa zaznamenávajú všetky výskytové dáta veľkých šeliem. Všetky pozorovania sú lokalizované pomocou GPS koordinátorov. Zároveň môže byť vyhotovená aj fotodokumentácia, ktorú je taktiež možné vložiť do KIMS spolu s údajom o výskyte samotného druhu.

2. Mapovanie realizované užívateľmi poľovných revírov

Cieľový druh: medveď hnedý, vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ monitoringu:

- aktualizácia rozšírenia veľkých šeliem a jeho areálu,
- odhad počtu svoriek u vlka,
- odhad veľkosti svoriek u vlka,
- odhad prírastku,

Realizácia: celoplošne na území SR

Ide o dáta, ktoré sú povinní uvádzať užívatelia poľovných revírov, ako výsledok sčítavania zveri v zmysle zákona o poľovníctve. Ako v predchádzajúcom prípade, aj tu sa jedná o pomerne nepresnú metódu, použiteľnú ako zdroj pomocných údajov pri určovaní kvóty lovu. Aby bolo toto mapovanie relevantné, musia byť do jeho realizácie zapojené všetky poľovné revíry v príslušnej poľovnej oblasti a chovateľskom celku. Každý pozorovateľ eviduje pozorovania a pobytové znaky veľkých šeliem do zápisníka, pričom sa evidujú:

- priame vizuálne pozorovania (jednotlivcov; svoriek a počet jedincov vo svorke u vlka, pokiaľ to je možné aj ich vek a pohlavie; osobitná pozornosť sa venuje počtu mláďat, činnosť a správanie sa jedincov atď.), s poznačením dátumu a lokality pozorovania,
- zistené stopy, trus, brlohy, vrátane dátumu a lokality zistenia,
- veľkými šelmami strhnuté hospodárske zvieratá a jedince raticovej zveri (druh, počet, vek, pohlavie, chovná hodnota), dátum a lokalita nájdenia.

Ako je viditeľné, jedná sa o formu mapovania, ktorú sú povinní užívatelia poľovných revírov realizovať aj v súčasnosti v zmysle platnej legislatívy. Väčší dôraz sa však kladie na vyhodnotenie empirického materiálu.

Oba druhy mapovania, teda mapovanie ŠOP SR a mapovanie užívateľmi poľovných revírov je vhodné dopĺňať tzv. **fotomapovaním**. Tento druh mapovania je realizovaný pomocou digitálnych fotoaparátov, resp. kamier (ďalej len „fotopasca“), ktoré sú aktivované pohybovým senzorom. V prípade, že zver sa pohybuje v blízkosti fotopasce, aktivuje sa senzor, ktorý vyhotoví fotografiu, resp. videozáznam, pričom zver nie je vyrušovaná prítomnosťou ľudí. Tieto fotopasce sa rozmiestňujú vo vhodnom teréne (tam, kde má pozorovateľ vedomosť o prítomnosti živočicha, resp. je tam predpoklad výskytu) napr. na kmeni stromu, kameni ap. V prípade, že fotopasce budú rozmiestnené logicky a systematicky, v stanovených počtoch, podľa vopred stanoveného presného kľúča, vzdialeností a dohodnutého biotopu na stabilných trvalých lokalitách, môžeme hovoriť o „**fotomonitoringu**“. Na základe foto a videodokumentácie je možné určiť a porovnávať jednotlivé jedince a svorky vlka, početnosť jedincov v jednotlivých svorkách. Taktiež je možné pozorovať aj iné druhy chránených živočíchov.

Tu je potrebné zdôrazniť, aby všetky subjekty zúčastnené na monitoringu a mapovaní zabezpečili prísun dát do jednotnej databázy KIMS.

3. Veľkoplošný monitoring vlka na snehu – zimné stopovanie

Cieľový druh: vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ monitoringu:

- aktualizácia areálu rozšírenia,
- určenie počtu svoriek u vlka na modelovom území,
- určenie veľkosti svoriek u vlka,
- kalibrácia výsledkov získaných finančne náročnejšími formami monitoringu.

Realizácia: výberové plošné jednotky

Metodika: zimné stopovanie sa musí realizovať v jednotnom termíne, vždy na rovnakých trvalých monitorovacích lokalitách, jednotnou metodikou, pri dobrých stopovacích podmienkach a v čase najväčšej kohézie svoriek vlka, teda v mesiacoch január až február, po ukončení lovu vlka. Výsledky zimného stopovania sa editujú cez webovú aplikáciu KIMS. Uvedená forma monitoringu je však úplne závislá od existencie snehovej prikrývky. Za vhodných okolností je v rámci stopovania **možné sčítať** súčasne všetky tri druhy našich veľkých šeliem (okrem vlka predovšetkým rysa). Monitoring bude realizovaný v nasledovných pohoriach: Poloniny a Východné Karpaty, Slovenský kras a Muránska planina, centrálna časť Nízkych Tatier, Kysuce a Orava, Malá Fatra a Strážovské vrchy.

4. Veľkoplošný monitoring medveďa na stacionároch – monitoring počas vegetačného obdobia

Cieľový druh: medveď hnedý

Cieľ monitoringu:

- aktualizácia areálu rozšírenia,
- určenie počtu jedincov na modelovom území,
- kalibrácia výsledkov získaných finančne náročnejšími formami monitoringu.

Realizácia: výberové plošné jednotky

Metodika: monitoring sa bude realizovať jednotne v dvoch termínoch, vždy na rovnakých trvalých monitorovacích lokalitách, jednotnou metodikou v mesiacoch máj – október. Výsledky sa editujú cez webovú aplikáciu KIMS. Za vhodných okolností je v rámci monitoringu **možné zaznamenať** súčasne všetky druhy veľkých šeliem (náhodný prechod vlka a rysa). Vhodné je termín voliť v čase splnu mesiaca, resp. 3 noci pred alebo 3 noci po splne. Monitoring bol navrhnutý na realizáciu v nasledovných pohoriach: Poloniny, Slovenský kras a Muránska planina, centrálna časť Nízkych Tatier, Kysuce a Orava, Malá Fatra a Strážovské vrchy, Poľana.

V oboch prípadoch veľkoplošného monitoringu jeho riadenie zabezpečujú tzv. **koordinátori monitoringu** a to ŠOP SR a Slovenská poľovnícka komora (ďalej len „SPK“), štátna správa na úseku poľovníctva a životného prostredia. Pri týchto formách monitoringu sa zaznamenáva fyzické pozorovanie jedincov, svoriek, mláďat, pobytové znaky (trus, stopové dráhy, strhnutá zver, ležovisko, brlohy ap.), čiže všetky pozorovania, ktoré je pre ten ktorý druh možné rozpoznať.

5. Evidencia reprodukčných párov, resp. prírastku – letný monitoring

Cieľový druh: vlk dravý

Cieľ monitoringu:

- určenie lokalít reprodukčných svoriek (párov),
- odhad minimálnej veľkosti prírastku,
- odhad trendu populácií,
- aktualizácia reprodukčného areálu.

Realizácia: celoplošne na území SR

Mapovanie evidenciou prírastku pozostáva z:

- a) určenia lokalít reprodukčných párov evidenciou výskytu šteniec prostredníctvom zberu údajov stôp šteniec, vizuálnym pozorovaním a pozorovaním zvukových prejavov šteniec,
- b) evidencie úhynu šteniec a vodiacej vlčice,
- c) editácie lokalít s pozorovaním šteniec.

Monitoring sa realizuje v mesiacoch máj – september, kedy sú vlčence dobre odlišiteľné od dospelých jedincov. Evidovať stopy v blate, piesčinách, pri strhnutej koriste, mokrych cestách, ďalej vizuálne pozorovania a zvukové prejavy šteniec, úhynu šteniec a vodiacej vlčice. V prípade, že je to možné, zaznamená sa počet šteniec vo vrhu, ale v prípade, že tento údaj nemožno získať, nie je vhodné ho odhadovať. Nie je podmienkou získanie údajov o početnosti celého vrhu, ale stačí potvrdiť výskyt stôp šteniec, zaznamenať dátum a súradnice.



Obr. 1 Ukážka aplikácie monitoringu šteniec vlka dravého a reprodukčných párov – odhad minimálnej veľkosti prírastku

6. Evidencia všetkých škôd spôsobených veľkými šelmami

Cieľový druh: medveď hnedý, vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ mapovania:

- aktualizácia problémových lokalít s výskytom škôd,
- aktualizácia výšky škôd na hospodárskych zvieratách, včelstvách, poľnohospodárskych zvieratách, ovocných drevinách, majetku a nebezpečné strety s medveďom,
- určenie potenciálneho nárastu konfliktov ako indikátora zvýšenia populácie a zmeny správania veľkých šeliem v jednotlivých regiónoch,
- aktualizácia areálu prirodzeného rozšírenia veľkých šeliem na Slovensku,
- podporné dáta pri určovaní manažmentu veľkých šeliem.

Realizácia: celoplošne na území SR

Evidencia škôd na hospodárskych zvieratách, včelstvách, poľnohospodárskych plodinách, ovocných drevinách, majetku a nebezpečné strety s medveďom

Komisionálne šetrené a uhrádzané škody na hospodárskych zvieratách, včelstvách, poľnohospodárskych plodinách, ovocných drevinách, majetku a nebezpečné strety s medveďom eviduje v zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny ŠOP SR. Škody, ktoré nie sú komisionálne šetrené je potrebné tak isto zaznamenávať prostredníctvom databázy KIMS. Uvedené údaje bude potrebné dodať zo strany farmárov, pestovateľov ap. ŠOP SR ich verifikuje, doplní do databázy a pri určovaní manažmentu ich predloží na relevantných stretnutiach pre stanovenie podmienok lovu veľkých šeliem. Pre potreby manažmentu veľkých šeliem je potrebné mať k dispozícii aktuálne informácie o lokalitách (súradniciach) výskytu škôd a ich rozsahu.

Evidencia strhnutej zveri

Raticová zver strhnutá veľkými šelmami sa vykazuje v Ročnom výkaze o revíri a stavoch zveri za poľovnícku sezónu „Poľov (MPaRV SR) 12-01“. Z hľadiska potrieb monitoringu populácií veľkých šeliem je však potrebné mať k dispozícii podrobnejšie údaje, a to nielen o druhu a vekovo-pohlavnej štruktúre usmrtenej zveri, ale aj presnej polohe miesta strhnutia (súradnice). Zároveň je potrebné zabezpečiť dokumentáciu (fotodokumentáciu) strhnutej zveri, kvôli príležitostnej verifikácii pri náhradách škôd (pokiaľ nedôjde k zmene legislatívy pre tento druh náhrady, stane sa nerelevantný). V rámci tohto mapovania by bolo potrebné, aby užívatelia poľovných revírov predkladali sánku v rámci chovateľských prehliadok, kde by sa odhadol vek usmrtenej raticovej zveri.

7. Monitoring a zisťovanie početnosti na základe analýz DNA

Cieľový druh: medveď hnedý, vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ monitoringu:

- aktualizácia celkovej početnosti populácie,
- aktualizácia hustoty populácie,
- určenie pohlavnej štruktúry populácie,
- určenie toku génov medzi populáciami.

Realizácia: celoplošne na území SR

Neinvazívne vzorky (trus, srsť, moč, perie) predstavujú vysoko etický zdroj DNA pre štúdie s využitím genetických metód. Genotyp jedinca je určený na základe analýzy viacerých lokusov z čoho možno určiť počet jedincov v súbore vzoriek (minimálna veľkosť populácie) a následne použitím štatistických metód odhadnúť celkovú veľkosť populácie. Existujú viaceré metodiky a štúdie zamerané na odhad početnosti živočíchov na základe neinvazívnych vzoriek. Okrem početnosti je dôležitým znakom populácie jej sexuálna štruktúra. Pohlavie jedincov je možné určiť na základe produktu lokusu SRY, ktorý je špecifický pre jedincov samčieho pohlavia. Na základe analýz neinvazívnych vzoriek možno čiastočne sledovať veľkosť domovských okrskov živočíchov. Údaje o paternite, sociálnej štruktúre a systéme párenia nepochybne prinášajú nové poznatky o biológii sledovaných druhov. V neposlednom rade možno sledovať tok génov medzi jednotlivými populáciami. Týmto spôsobom by bolo možné zistiť mieru izolovanosti populácií vlka. V rámci monitoringu je potrebné 4 až 10 krát opakovať PCR amplifikáciu a fragmentačnú analýzu (z dôvodu nižšej kvality a kvantity DNA vo vzorkách trusu). V zahraničných štúdiách bolo na základe skúseností odvodené, že pre relevantný odhad je potrebné vyzbierať 2,5 – 3 násobný počet vzoriek trusu oproti predpokladanému počtu individuí v populácii. Počíta sa tu pri tom so 50 – 60 % úspešnosťou izolácie.

Táto forma predstavuje veľmi finančne náročnú formu monitoringu, s použitím ktorej sa dá počítať len v prípade zabezpečenia finančných prostriedkov vo forme grantov a projektov. Nehovoríme tu teda o pravidelne sa opakujúcej forme.

Táto metóda môže mať tri aktivity:

- zber vzoriek z uhynutých a ulovených jedincov,
- zber vzoriek na výberových plošných jednotkách, resp. v celom areáli prirodzeného rozšírenia vlka,
- vlastné analýzy DNA.

Analýzy DNA zo vzoriek sa budú pravidelne každoročne realizovať z uhynutých a odlovených jedincov veľkých šeliem.

8. Telemetrické sledovanie vlka

Cieľový druh: medveď hnedý, vlk dravý, rys ostrovid

Cieľ monitoringu:

- časová aktivita – denná a sezónna aktivita v závislosti od viacerých faktorov,
- správanie sa vo vzťahu k antropogénnym faktorom,
- priestorová aktivita v závislosti od denzity populácie vlka a antropogénnych vplyvov,
- migrácia vzhľadom na možnosť získavania potravy,
- veľkosť a prekrývanie domovských okrskov v závislosti od veľkosti svorky, veku, pohlavia a hustoty populácie vlka dravého a z toho štatisticky odvodená početnosť jeho populácie,
- vnútroduhové vzťahy v rámci populácie a medzidruhové vzťahy (vzťah predátor a korisť),
- vhodnosť, resp. nevhodnosť biotopov,
- využívanie makro a mikrohabitatov a ich preferencia v závislosti od prírodných, klimatických a antropogénnych vplyvov.

Realizácia: výberové plošné jednotky

V rámci uvedeného monitoringu sa zabezpečuje odchyt, imobilizácia (uspanie pomocou narkotizačných látok) a označenie odchytených jedincov veľkých šeliem GPS satelitným telemetrickým vysielateľom. Všetky jedince a ich aktivity sa monitorujú pomocou týchto vysielateľov. Vo svete je vypracovaných viacero metodík na spracovávanie a vyhodnocovanie týchto údajov, pričom existuje aj osobitná metodika pre veľké šelmy.

Celá metodika spočíva v nasledovných aktivitách:

Proces odchyty a imobilizácie:

1. vypracovanie priestorového dizajnu odchyty jedincov na vybranom území prirodzeného rozšírenia veľkých šeliem na Slovensku a prípravné práce,
2. odchyt, imobilizácia, nasadenie GPS satelitných telemetrických vysielateľov na odchytené jedince,
3. odber vzoriek na veterinárne vyšetrenia.

Proces telemetrického GPS satelitného monitoringu vlka dravého, zberu dát a ich vyhodnotenia pomocou softwarových produktov:

1. prenos, zber a spracovanie dát prostredníctvom satelitnej telemetrie – GPS lokalizácie v určenom časovom intervale,
2. individuálna foto a videodokumentácia jedincov,
3. vyhodnotenie domovských okrskov jedincov a svoriek,
4. vyhodnotenie migrácie,
5. vyhodnotenie domovských okrskov a migrácie z hľadiska štruktúry populácie v príslušných orografických celkoch,
6. overenie výsledkov sledovania veľkosti domovských okrskov a migrácie v teréne,
7. overenie a zber dát pre podrobnú analýzu mikrohabitatových nárokov v teréne.

Táto forma invazívneho monitoringu je teda primárne zameraná na etológiu druhu a nie na zistenie početnosti populácie. V kombinácii s inými metódami (použitie fotopascí, priame stopovanie, pravidelný monitoring) sa môže použiť ako podporná forma aj na určenie hustoty populácie na výberových lokalitách. Zároveň tiež predstavuje veľmi finančne náročnú formu monitoringu, s použitím ktorej sa dá počítať len v prípade zabezpečenia finančných prostriedkov vo forme grantov a projektov. Nehovoríme tu teda o pravidelne sa opakujúcej forme.



4.3 Odhad veľkosti populácie medveďa hnedého na Slovensku na základe genetických analýz

Ladislav Paule¹

Odhad veľkosti a hustoty populácie voľne žijúcich živočíchov patrí medzi základné informácie potrebné pre ich racionálne obhospodarovanie (v prípade poľovnej zveri) alebo efektívnu ochranu (v prípade chránených živočíchov). Tieto charakteristiky populácií voľne žijúcich živočíchov sa dajú pomerne obťažne získať a ich odhady sú zafažené pomerne veľkou chybou. Spomedzi známych metód odhadu veľkosti a hustoty populácie sú genetické analýzy, napriek ich niektorým metodickým nedostatkom, považované za najpresnejšie a z hľadiska získania podkladového materiálu aj za najekologickejšie. Ich výsledkom nie je len získanie informácií o počte, ale o konkrétnych jedincoch podložených genotypmi, ktoré vylúčia akékoľvek duplicity v počte jedincov. Okrem toho pomocou genetických metód je možné získať informácie aj o pohlavnej štruktúre, ktoré sú potrebné pre modelovania vývoja početnosti a štruktúry populácie. Odhad veľkosti populácie využívajúci CMR metódu (Capture – Mark – Recapture = odchyt – označenie – opätovný odchyt) bol metodicky rozpracovaný v posledných dvoch desaťročiach a využitý pri odhadoch veľkosti a štruktúry populácie u početných druhov voľne žijúcich živočíchov, najmä s kryptickým spôsobom života. CMR metóda založená na zbere neinvazívnych vzoriek bola použitá pri genetickej inventarizácii populácií medveďa hnedého v nasledovných európskych krajinách: Švédsko, Nórsko, Španielsko, Taliansko, Rakúsko, Slovinsko, Chorvátsko a Poľsko a zo zámorských krajín v USA, Japonsku a i. Metodicky sú rozpracované otázky zberu experimentálneho materiálu, genetických analýz neinvazívnych vzoriek, ako aj matematického modelovania odhadu veľkosti populácie.

4.3.1 Neinvazívne metódy zberu vzoriek pre genetické analýzy

Existujú tri spôsoby získania biologického materiálu z voľne žijúcich živočíchov:

1. **deštruktívny**, kedy je živočích za týmto účelom usmrtený (napr. pre štúdium alozým, cytogenetické štúdie, ale aj pre získanie DNA),
2. **nedeštruktívny**, ale **invazívny** – živočích je odchytý, je mu odobratá vzorka tkaniva alebo krvi a následne je vypustený,
3. **nedeštruktívny**, ale **neinvazívny** – zdroj DNA sa dá získať bez akéhokoľvek kontaktu a vyrušovania, teda bez potreby odchytu, manipulácie, alebo aj samotného pozorovania živočícha).

Zdrojom DNA môže byť v prípade neinvazívneho spôsobu zberu biologického materiálu srst, perie, trus, moč, parohy (zhody), zvrátená pokožka, vajcové škrupiny, vývržky dravcov a sov, alebo aj kosti v týchto vývržkoch. V prípade deštruktívneho alebo nedeštruktívneho, ale invazívneho spôsobu zberu biologického materiálu môžu byť zdrojom DNA tkanivá, kosti, krv, parohy, perie a i.

Nedeštrukčný a neinvazívny spôsob získavania experimentálneho materiálu sa uprednostňuje hlavne pri chránených živočíchoch, pretože zaručuje odber vzoriek pre genetické analýzy bez potreby usmrtenia živočíchov a bez ich vyrušovania. Pre genetické analýzy slúži najčastejšie trus, na povrchu ktorého sa nachádzajú bunky z epitelu črevného traktu, ktoré umožňujú následnú identifikáciu genotypu jedinca (donora).

Predpokladom úspešnej aplikácie CMR metódy pre odhad veľkosti populácie je zabezpečenie dostatočného počtu vzoriek, medzi ktorými sa nachádzajú jednak unikátne genotypy, t. j. také, ktoré sa zistili v množine vzoriek len raz, ale taktiež genotypy, ktoré sa v množine vzoriek zistili opakovane. Základnou tézou CMR metódy je zistenie vzťahu medzi narastajúcim počtom vzoriek a počtom jedincov (unikátnych genotypov). Všeobecné pravidlo pre spoľahlivý odhad veľkosti populácie pomocou CMR metódy je zabezpečenie počtu vzoriek, ktoré zodpovedá 2,5 – 3 násobku predpokladaného počtu jedincov. Ak predpokladáme, že počet jedincov medveďa hnedého na Slovensku sa pohybuje v intervale 800 – 1 000 kusov, potom potrebný počet vzoriek sa bude pohybovať v intervale 2 400 – 3 000 kusov.

Druhým predpokladom úspešnej aplikácie CMR metódy je zber experimentálneho materiálu v uzavretom areáli (oblasti). Práve areál medveďa na Slovensku môžeme považovať za relatívne uzavretý, pretože jedine z Poľska a z Ukrajiny sa predpokladá výskyt cezhraničných jedincov a keďže tento môže byť obojstranný neohrozí presnosť odhadu veľkosti populácie.

Tretím predpokladom úspešnej aplikácie CMR metódy je opakovanie zberu v čase, s cieľom zabezpečenia zberu čo najvyššieho počtu jedincov, ale aj čo najvyššieho počtu opakovane zachytených jedincov. Prvá etapa zberu vzoriek sa uskutočnila počas jesene 2013 a opakovanie sa uskutočnila počas jari a jesene 2014; toto vytvorilo predpoklad jednak pre zabezpečenie dostatočného počtu vzoriek a zvýšenie spoľahlivosti odhadov veľkosti populácie. Pri opakovaní zberu počas jarých mesiacov bude potrebné obmedziť zber len na mesiace s nízkymi teplotami a prerušiť ho bezprostredne v termíne narastajúcich denných teplôt, pretože vysoké teploty degradujú DNA.

Ideálny dizajn zberu predstavuje rovnomernú stratifikáciu zberu v celom území (areáli). V prípade populácie medveďa na Slovensku nie je možné takýto dizajn použiť, pretože v rámci areálu sa vyskytujú oblasti s nerovnomernou hustotou populácie a navyše, v rámci jednotlivých oblastí dochádza k výrazným sezónnym presunom medveďov počas leta a jesene za potravou a v jeseni (pred hibernáciou) k migrácii do pokojnejších oblastí a pod. Z tohto dôvodu sa použije oportunistický spôsob zberu, ktorý pri priestorovom a časovom pokrytí zberu v celom areáli sa presnosťou priblíži ideálnemu designu.

Na základe hlásenia jarých kmeňových stavov medveďov na Slovensku k 31. 03. 2013 by sa malo na Slovensku vyskytovať 2 077 medveďov, s priemernou hustotou 16,93 jedinca na 100 km². Populačná hustota medveďov podľa jednotlivých poľovných združení značne kolíše a pohybuje sa v intervale 0,07 až 6,60 jedincov na 1 000 hektárov, resp. 0,7 až 66 jedincov na 100 km² (10 000 ha). Tieto rozdiely sú na jednej strane objektívne, pretože v jadrovej zóne existujú oblasti s vysokou populačnou hustotou (napr. Nízke Tatry a časť Slovenského Rudohoria), ale na druhej strane existujú aj subjektívne chyby vyplývajúce z nesprávnych odhadov. V niektorých prípadoch sa populačné hustoty dvoch susedných poľovných združení s rovnakými ekologickými podmienkami a porovnateľnými habitatmi rádovo líšia, čo možno pripísať chybe v odhadoch početnosti.

Napriek tomuto metodickému nedostatku sme použili tieto údaje ako podklad pre dizajn zberu a to z dvoch dôvodov:

- nahlásením počtov jedincov sa dá vytvoriť mapa poľovných združení s prítomnosťou medveďa, t. j. areál rozšírenia;
- predpokladáme, že relatívna hustota (t. j. počet jedincov na 1 000 ha) je proporcionálna skutočnej hustote výskytu.

V prípade, že poľovné združenia výskyt medveďov nehlásili, použili sme „expertný odhad“ podľa hustoty výskytu medveďov v susedných poľovných združeniach, podobne aj na hraniciach výskytu sme použili „expertný odhad“.

Pri návrhu rozdelenia počtov skúmviek v rámci celého areálu sme vychádzali zo štyroch množín zberačov:

- členovia poľovných združení,
- pracovníci Lesov SR, š.p.,
- pracovníci Štátnych lesov TANAP-u,
- pracovníci ŠOP SR.

V prípade prvej množiny dát základom bolo rozdelenie 7 773 skúmviek do poľovných združení s tým, že na každé združenie pripadol počet skúmviek rovnajúci sa približne trojnásobku počtu medveďov hlásených podľa jarých kmeňových stavov. Tieto počty boli korigované podľa „expertného odhadu“ v prípade poľovných združení, ktoré nenahlásili počty medveďov do štatistiky, alebo poľovných združení na okraji areálu, kde predpokladáme výskyt.

V prípade druhej množiny zberačov sme vychádzali z počtu skúmviek 3 252, ktoré sme rozdelili medzi lesné správy (celkovo 79 lesných správ v 20 odštepných závodoch), v rámci celého areálu medveďa. Základný počet pre lesnú správu bol 48 skúmviek, s tým, že v prípade niektorých lesných správ na hranici výskytu sme tento počet znížili na 18.

Pre ochranné obvody Štátnych lesov TANAP-u sme rozdelenie počtov skúmviek uskutočnili analogickým spôsobom ako v prípade lesných správ štátneho podniku Lesov SR, š.p., s tým, že ochranné obvody obdržali počty skúmviek proporcionálne veľkosti ochranného obvodu a predpokladanému počtu jedincov, celkom 364 skúmviek.

Tretiu množinu predstavovali pracovníci ŠOP SR. V tomto prípade sa uskutočnilo rozdelenie počtov skúmviek proporcionálne podľa veľkosti národného parku alebo chránenej krajinskej oblasti. Počty skúmviek rozdelené pre pracovníkov ŠOP SR predstavoval 1 200. Okrem týchto počtov sa rozdelilo 500 skúmviek pre dobrovoľníkov (študenti Technickej univerzity vo Zvolene, pracovníci Ústavu ekológie lesa Slovenskej akadémie vied (UEL SAV), NLC, súkromné osoby, a i.).

Celkom sa rozdelilo 13 089 skúmviek pre celé územie Slovenska s výskytom medveďa, teda počet vyšší než pôvodne predpokladala metodika.

4.3.1.1 Logistika zberu vzoriek empirického materiálu

Pre zabezpečenie hladkej distribúcie skúmaviek a pomôcok potrebných pre zber ako aj metodiky zberu sa na Slovensku uskutočnilo celkom 21 inštruktáží. Inštruktáže pre zberačov sa uskutočnili nasledovne:

- pre poľovních hospodárov poľovních združení,
- pre poľovních referentov odštepných závodov štátneho podniku Lesy SR, š.p.,
- pre vedúcich ochranných lesných obvodov Štátnych lesov TANAP-u,
- pre zoológov ŠOP SR.

Celkový počet inštruktáží pre poľovních hospodárov, poľovních referentov odštepných závodov (OZ) vedúcich ochranných obvodov Štátnych lesov TANAP-u a pracovníkov ŠOP SR bol 21. Počas inštruktáží sa účastníkom z poľovních združení rozdelili skúmavky a pomôcky na zber vzoriek trusu. V prípade neúčasti zástupcov poľovních združení sa skúmavky a pomôcky distribuovali prostredníctvom Okresných poľovníckych komôr. Distribúcia pre lesné správy a ochranné obvody sa uskutočnila buď prostredníctvom odštepných závodov Lesov SR, š.p., resp. Štátnych lesov TANAP-u. Balíček potrebný na zber experimentálneho materiálu obsahoval 3 skúmavky vybavené nálepkou, 1 ceruzka, 1 mapa poľovného revíru, príručka (1 príručka na tri balíčky skúmaviek). V časopisoch Poľovníctvo a rybárstvo (9/2013) a Lesník (9/2013) boli uverejnené dva články s výzvou pre spoluprácu na zbere vzoriek trusu. V týchto článkoch sa popísal projekt, načrtla sa metodika a zverejnila výzva na získanie spolupracovníkov z radov poľovníkov a lesníkov. Televízia Markíza, Televízia JOJ, Rádio Regina a TASR uverejnili príspevky avizujúce začiatok projektu. Významným počinom bolo zriadenie stránok <http://www.tuzvo.sk/medvede> a www.sopsr.sk/selmy/, ktoré predstavujú platformu pre komunikáciu medzi riešiteľmi projektu, spolupracujúcimi inštitúciami a dobrovoľníkmi zabezpečujúcimi zber trusu.

4.3.1.2 Technika odberu experimentálneho materiálu

Zbierali sa čerstvé vzorky trusu, nie staršie ako 5 dní, ktoré neboli vystavené priamemu slnečnému žiareniu. Z jedného trusu sa odobrala vzorka iba do jednej skúmavky.

Vzorky sa odobrali z povrchovej časti trusu, ktorá bola vystavená kontaktu so sliznicou čreva. Veľkosť vzorky trusu zodpovedala veľkosti lieskového orecha (1 cm³). Po odbere sa vzorka trusu preniesla do 50 ml skúmavky s konzervačným roztokom (96 % etanol). Osvedčilo sa odobrať vzorky trusu pomocou dvoch vetvičiek, ktoré nájdeme na blízku, alebo podobného materiálu, ktorý sa po použití zahodí. Na každú vzorku sa použilo „nové náradie“, čím sa zamedzilo znečisteniu vzoriek DNA inou vzorkou a tým ich znehodnoteniu. Príliš veľké vzorky trusu neboli vhodné, pretože konzervačný roztok bol menej účinný a kvalita získanej DNA sa znehodnotila. Každá skúmavka sa označila etiketou (obr. 1), ktorú mal zberač starostlivo vypísať, aby sa dala vzorka identifikovať. Trus sa po odbere vzorky označil alebo odstránil, aby z neho iný zberač neodoberal ďalšiu vzorku. Skúmavka so vzorkou trusu sa uskladnila na chladnom a tmavom mieste, až kým sa neodovzdala poľovnému hospodárovi, ktorý ich odovzdal Slovenskej poľovníckej komore, kde sme si ju vyzdvihli (pracovníci Technickej univerzity vo Zvolene). Prípadne nás zberači kontaktovali priamo a vzorky sme od nich prebrali osobne. Následne sa vzorky uchovali v chladničke pri 4 °C až do extrakcie DNA.

Medvedí trus je pomerne dobre rozpoznateľný najmä podľa veľkosti, tvaru a zloženia. Má tvar hrubších šúľkov, ktoré sú často prelámané a oddelené, ležia však na jednej kope. Šúľky u dospelých jedincov sú hrubšie a širšie ako u psa a vlka (obr. 2). Trus z lesných plodov má často tvar kravského lajna. Obsah medvedieho trusu sa mení v závislosti od dostupnosti jednotlivých zložiek potravy. Jednotlivé zložky sú však dobre viditeľné, pretože k prežutiu potravy nedochádza tak dokonale ako u prežúvavcov. Na jar často obsahuje sršť z kadáverov, korenky, neskôr hmyz, zelené časti rastlín. V lete sú prítomné semená lesných plodov, podľa ktorých je trus aj sfarbený. Na jeseň sú obvyklou súčasťou trusu medveďa bukvice a žalude. V oblastiach, kde sa zver prikrmuje, je bežnou zložkou trusu siláž, kukurica, či obilniny.

Údaje o vzorke trusu medveďa	
Dátum zberu	
Meno zberača	
Poľovný revír	
Miesto	☐ cesta
Porast	☐ krmovisko
Súradnice	☐ iné
Veľkosť trusu (zakrúžkuj)	Čerstvosť vzorky (zakrúžkuj)
malý stredný veľký	0 1 2 3 4 5 dni
Poznámky	
 Slovenský výskum medvedí Lesnícka škola, Technická univerzita vo Zvolene	

Obr. 1 Etiketa na skúmavkách



Obr. 2 Trus medveďa



Obr. 3 Výroba špachtličky na odber trusu



Obr. 4 Odber vzorky trusu

Zber vzoriek tkanív a srsti

Vzorky tkanív z ulovených alebo inak usmrtených jedincov medveďov sa uchovávali v 96 % etanole. Uvedené predstavuje najvhodnejší spôsob uskladnenia vzoriek, ktoré sa rýchlo kazia (mäkké tkanivá, trus). Vzorky mäkkých tkanív je najlepšie skladovať v skúmavkách alebo iných odberových nádobách, ktoré sa dajú pevne uzatvoriť, s roztokom etanolu (= etylalkohol, alkohol) s vysokou koncentráciou (96 %). Do skúmavky sa vkladá vzorka v tvare rezanca o dĺžke maximálne 1 cm. Objem vzorky by nemal presiahnuť 1/5 skúmavky, aby bola vzorka dobre zakonzervovaná, t. j. zo vzorky je pôsobením etanolu odstránená voda. Vzorky srsti sa odoberali zo stromov, buď náhodne nájdených, alebo zo stromov, na ktorých boli inštalované pasce (angl. „hair traps“) na zber srsti vo forme slučky z ostnatého drôtu. Pasce na zber srsti sa inštalovali v blízkosti krmovísk a ako vnadidlo pre medvede sa použil bukovo-berozový tég (obr. 5). Zber srsti sa uskutočnil v dvojtýždňových intervaloch, pričom po každom zbere sa z ostnatého drôtu odstránili všetky chlpy opálením plameňom zapalovača. Vzorky srsti získané z pasce sa zbierali pinzetou a do analýzy sa uskladnili v papierovej obálke.



Obr. 5 Metóda zberu vzoriek srsti pomocou „hair traps“

4.3.1.3 Metodika laboratórnych analýz

Extrakcia DNA

Extrakcia DNA prebiehala vo vyhradenom laboratóriu, určenom na manipuláciu s neinvazívnymi vzorkami. Vzorky trusu sa pripravili pomocou jednorazových laboratórnych pomôcok v dezinfikovanom laminárnom PCR boxe, aby sa zabezpečila ochrana vzoriek pred možnou kontamináciou. Aj samotná izolácia DNA sa uskutočnila v laminárnom PCR boxe po UV vyžiarení. Pri každej sade, t. j. 23 vzoriek sa použila aj negatívna kontrola, t. j. skúmavka bez vzorky na detekciu kontaminácie. Na izoláciu DNA z trusu sa použili izolačné kity „QIAamp DNA Stool Mini Kit“ a „QIAampFast DNA Stool Mini Kit (Qiagen)“, na izolovanie DNA z chlpov sa použila metóda podľa Glowatzki (2011) a tkanivá sa izolovali podľa modifikovanej metódy (Doyle & Doyle 1987), ktorá bola ďalej modifikovaná na extrakciu DNA zo živočíchov (Oliveira *et al.* 2007).

QIAamp DNA Stool Mini Kit

Menšia časť trusu sa vložila do 2 ml skúmavky a pridalo sa 1,6 ml ASL pufru. Skúmavky sa vortexovali, kým nebola zmes homogénna. Následne sa skúmavky centrifúgovali počas troch minút, aby sa nečistoty a pevné časti trusu usadili v spodnej časti skúmavky. Do novej 2 ml skúmavky sa prepipetovalo 1,4 ml vrchnej časti, tzv. supernatant a pridala sa jedna InhibitEXT tableta. Obsah sa vortexoval počas jednej minúty a ďalšiu minútu sa zmes nechala postáť. Aby sa pevné časti z tablety usadili na dno skúmavky, celý obsah sa centrifúgoval pri 14 000 otáčkach počas 3 – 6 minút. Ihneď po centrifugácii sa prepipetoval supernatant do novej 1,5 ml skúmavky. Nasledovala ďalšia centrifugácia počas 3 minút, aby sa všetky prípadne vyskytujúce pevné časti usadili. Do novej 2 ml skúmavky sa pridalo 25 µl proteinázy K a 600 µl vrchnej časti čierneho centrifúgovaného supernatantu. Pridalo sa 600 µl AL pufru a vortexovalo asi 15 sekúnd. Celá zmes sa inkubovala pri 70 °C počas 10 minút. Potom sa pridalo 600 µl etanolu (96 %) a všetko sa dôkladne zvortexovalo. V ďalších krokoch sa používali filtračné skúmavky na zachytenie DNA na filtračnej membráne. Do označených 2 ml filtračných skúmaviek sa prepipetovalo 600 µl lyzátu z predchádzajúceho kroku, bez navlhčenia okraja skúmavky a centrifúgovalo sa 1 minútu. Filtračná skúmavka sa premiestnila do novej 2 ml zbernej skúmavky a stará zberná skúmavka s filtrátom sa vyhodila. Znova sa prepipetovalo 600 µl lyzátu do filtračnej skúmavky a centrifúgovalo sa 1 minútu. Filtračná skúmavka sa premiestnila do novej 2 ml zbernej skúmavky a stará zberná skúmavka s filtrátom sa vyhodila. Celý krok sa opakoval ešte jedenkrát. Takto zachytená DNA sa prečistila v dvoch nasledujúcich krokoch. Najprv sa do filtračnej skúmavky napipetovalo 500 µl AW1 pufru, centrifúgou sa odstránil pufor do zbernej skúmavky a filtračná skúmavka sa preložila do novej čistej zbernej skúmavky. Nasledovalo napipetovanie 500 µl AW2 pufru, centrifúgovanie a preloženie filtračnej skúmavky do novej zbernej skúmavky. Predposledný krok spočíval v centrifugácii nasucho, teda bez pridania akejkoľvek zložky, aby sa odstránila prebytočná kvapalina z membrány s DNA, keďže kvapalina obsahuje etanol

a etanol môže pôsobiť ako inhibítor PCR. Filtračná skúmavka sa naposledy premiestnila do 1,5 ml skúmavky a na membránu sa napipetovalo 200 µl AE pufru. Nechalo sa postáť a centrifugovalo sa 1 minútu. Filtračná skúmavka sa už mohla vyhodiť, lebo prečistená DNA sa odcentrifúgovala do 1,5 ml skúmavky.

QIAampFast DNA Stool Mini Kit

Tento izolačný kit využíva podobnú metodiku ako predchádzajúci, okrem použitia tabliet. Ak pufre AL a InhibitEX obsahovali zrazeniny, tieto sme zahriatím v mikrovlnnej rúre rozpustili. Menšia časť trusu sa vložila do 2 ml skúmavky a pridal sa zahriaty inhibitEX pufr v objeme 1 ml. Obsah skúmavky sa zvortexoval kým nebola zmes homogénna. Následne sa skúmavky centrifúgovali počas jednej minúty, aby sa nečistoty a pevné časti trusu usadili v spodnej časti skúmavky. Do novej 2 ml skúmavky sa pridal 25 µl proteinázy K, 600 µl vrchnej časti číreho odcentrifúgovaného supenatantu a 600 µl AL pufru. Celá zmes sa inkubovala pri 70 °C počas 10 minút. Potom sa pridal 600 µl 96 % etanolu a všetko sa dôkladne zvortexovalo. V ďalších krokoch sa používali filtračné skúmavky na zachytenie DNA na filtračnej membráne. Do označených 2 ml filtračných skúmaviek sa prepipetovalo 600 µl lyzátu z predchádzajúceho kroku, centrifúgovalo sa 1 minútu. Filtračné skúmavky sa premiestnili do novej 2 ml zbernej skúmavky a staré zberné skúmavky s filtrátom sa vyhodili a celý tento krok sa opakoval ešte dvakrát. Takto zachytená DNA sa musela prečistiť a to sa vykonalo v dvoch krokoch. Najprv sa do filtračnej skúmavky napipetovalo 500 µl AW1 pufru. Pufr sa odcentrifúgoval do zbernej skúmavky a filtračná skúmavka sa preložila do novej čistej zbernej skúmavky. Nasledovalo napipetovanie 500 µl AW2 pufru, centrifugovanie a preloženie filtračnej skúmavky do novej zbernej skúmavky. Predposledný krok spočíval v 3 minútovej centrifúgácii nasucho, teda bez pridania akejkoľvek zložky, aby sa odstránila prebytočná kvapalina z membrány s DNA. Filtračná skúmavka sa naposledy premiestnila do 1,5 ml skúmavky a na membránu sa napipetovalo 200 µl ATE pufru, nechalo sa postáť a následne centrifúgovalo 1 minútu. Filtračné skúmavky sa už mohli vyhodiť, lebo prečistená DNA sa odcentrifúgovala do 1,5 ml skúmavky.

Izolovanie DNA z chlpov podľa protokolu Glowatzki (2011)

Korienky chlpov sa odstrihli a vložili do 200 ml skúmaviek, do ktorých sa napipetovalo 45 µl lyzačného roztoku (10 mM Tris pH 8,3, 50 mM KCl, 0,5 % Tween) a 5 µl proteinázy K. Zmes sa dôkladne zvortexovala a sцентриfúgovala, aby vlasové cibulky zostali ponorené v roztoku. Nasledovala inkubácia počas celej noci pri termocyklickom režime: 9 hodín pri 56 °C. Na druhý deň sa skúmavky centrifúgovali a obsah s DNA sa prepipetoval do nových 200 ml skúmaviek.

Modifikovaná metóda podľa Doyle & Doyle (1987), ktorá bola ďalej modifikovaná na extrakciu DNA zo živočíchov (Oliveira *et al.* 2007)

Pri extrakcii DNA sa používal malý kúsok tkaniva (20 – 50 mg), alebo 500 µl krvi, ktoré sa vložili do 2 ml skúmavky spolu s 500 µl lyzačného roztoku (1M Tris pH 8,0; 0,5M EDTA pH 8,0; 5M NaCl; 10 % SDS, dH₂O) a tiež sa pridal 10 µl proteinázy K. Zmes sa inkubovala pri 56 °C, 500 ot·min⁻¹ niekoľko hodín alebo cez noc, kým sa tkanivo úplne nezlyzovalo. V ďalšom kroku sa pridal 500 µl extrakčného roztoku (NaCl; 0,5M EDTA; 1M TRIS; PVP 40-T; CTAB; β-mercaptoethanol), ktorý sa skôr predohrial na 65 °C. Nasledovala inkubácia pri 65 °C počas 30 minút. Po uplynutí inkubačnej doby sa pridal 200 µl „mokrého“ chloroformu (chloroform, octan-1-ol) a centrifugovalo sa 5 minút pri 15 000 ot·min⁻¹. Proteíny sa vyzrážali a usadili na dno skúmavky, supernatant sa odpipetoval do nových 1,5 ml skúmaviek. Pridalo sa 600 µl izopropylalkoholu a skúmavky sa odložili na pol hodinu do mrazničky. V tomto kroku sa DNA vyzrážala. Následne sa skúmavky centrifúgovali, aby sa vyzrážaná DNA usadila na dno, lebo v tomto kroku sa supernatant zo skúmavky odstraňuje vyliatím. Pridalo sa 1 ml WASH pufru (96 % etanol; 10M octan amónny), ktorým sa DNA prečisťovala. Skúmavky sa nechali postáť 1 hodinu v chladničke. Centrifúgáciou sa DNA usadila na dne skúmaviek a obsah skúmaviek sa vylial. Skúmavky sa vysušili a pridal sa 100 µl TE roztoku (1M REIS pH 7,4; 0,5M EDTA), v ktorom sa DNA rozpustila. DNA sa skladovala pri teplote 4 °C až do začiatku analýz a pri -20 °C pri dlhodobom uskladnení.

Amplifikácia

Na amplifikáciu DNA sa použilo 13 mikrosatelitných markérov v jednom multiplexe – Mu10, Mu23, Mu50, Mu59, G10L, Mu9, Mu15 (Bellemain & Taberlet 2004, Taberlet 1997), G10C, G10L, G1D, G10P, G10X (Paetkau & Strobeck 1994, Paetkau *et al.* 1995, Paetkau 1998 tab. 1). Pohlavie jedinca sa určilo na základe analýzy lokusu SRY na chromozóme Y (prítomnosť alely značí samčie pohlavie). Zloženie reakčnej zmesi: 1,5 µl DNA templátu, 2 x Qiagen Multiplex Hot Start Mix; 5 x Q Solution, 0,4 – 0,6 µM fluorescenčne značených primerov (6-FAM = modrá, VIC = zelená, NED = žltá a PET = červená).

Tab. 1 Použité mikrosatelitné markéry

Markér		Sekvencia primeru 5´–3´	Heterozygot- nosť	Počet alel	Rozsah (bp)	Fluorescencia	Publikované
G10C	F R	AAAGCAGAAGGCCTTGATTCCTG GGGACATAACACCGAGACAGC	0,7066	8	87–107	VIC	Paetkau <i>et al.</i> 1998
G10H	F R	CAACAAGAAGACCACTGTAA AGAGACCACCAAGTAGGATA	0,7736	8	222–258	6-FAM	Paetkau 1998
G10L	F R	ACTGATTTTATTCACATTTCCC GATACAGAAACCTACCCATGCG	0,6097	8	143–159	PET	Paetkau & Strobeck 1994
G10P	F R	TACATAGGAGGAAGAAAGATGG AAAAGGCCTAAGCTACATCG	0,7444	8	147–167	VIC	Paetkau <i>et al.</i> 1998
G10X	F R	CCCTGGTAACCACAAATCTCT GATCTCAGTTATCTGTGAAATC	0,57	8	134–148	6-FAM	Paetkau <i>et al.</i> 1998
G1D	F R	ATCTGTGGGTTTATAGGTTACA CTACTCTTCTACTCTTTAAGAG	0,7871	6	167–179	6-FAM	Paetkau & Strobeck 1994
Mu10	F R	ATTGAGATTCATCAGTTTGACA TCAGCATAGTTACACAAATCTCC	0,7558	9	112–132	6-FAM	Bellemain & Taberlet 2004
Mu15	F R	CTGAATTATGCAATTAAACAGC AAATAAGGGAGGCTTGGGT	0,72	7	117–129	PET	Taberlet 1997
Mu23	F R	TAGACCACCAAGGCATCAG GCCTGTGTGCTATTTTATCC	0,8281	8	142–160	NED	Bellemain & Taberlet 2004
Mu50	F R	GTCTCTGTCAATTTCCCATC AACCTGGAACAAAAATTAACAC	0,7131	8	78–102	6-FAM	Bellemain & Taberlet 2004
Mu59	F R	GCTCCTTTGGGACATTGTAA TGACTGTCACCAGCAGGAG	0,7739	13	90–122	NED	Bellemain & Taberlet 2004
Mu9	F R	AGCCACTTTGTAAGGAGTAGT ATATAGCAGCATATTTTGGCT	0,6866	7	184–200	VIC	Bellemain & Taberlet 2004
SRY	F R	GAACGCATTCTGGTGTGGTC TGATCTCTGAGTTTGCATTG	–	1	82	PET	Bellemain & Taberlet 2004

Podmienky amplifikácie DNA v polymerázovej reťazovej reakcii: počiatočná denaturácia prebiehala 15 min pri 94 °C (aktivácia polymerázy), nasledovalo 35 cyklov: denaturácia 30 sekúnd pri 94 °C, hybridizácia 90 sekúnd pri 58 °C a extenzia 90 sekúnd pri 72 °C. Konečná extenzia prebiehala pri 60 °C 30 min. Pre každú sadu vzoriek sa použilo 1 – 4 negatívnych kontrol, kde miesto extraktu DNA bola použitá ultračistá voda kvôli detekcii kontaminácie. Rovnako sa použilo 1 – 4 pozitívnych kontrol, aby sa detekovala úspešnosť amplifikácie na známych vzorkách, ktoré slúžili aj ako alelický rebrík. Na amplifikáciu sa použili cykléry PTC200 (MJ Research), T personal (Biometra), GeneAmp® PCR System 9700 (Applied Biosystems), iQ5 real-time PCR detection system (Bio-Rad).

Zmes pre genetický analyzátor (sekvenátor) ABI 3130 sa vytvorila z 9,1 µl formamidu (denaturačné činidlo), 0,1 µl GeneScan™–500LIZ (Applied Biosystems), čo je dĺžkový štandard, ktorý sa pridá na identifikáciu dĺžky každého fragmentu (alely) a 0,7 µl PCR produktu. Táto zmes sa vkladala do prístroja v 96 jamkových platničkách, hneď potom, čo sa v cykléri denaturovala 3 min pri 95 °C. Produkty PCR sa vyhodnotili pomocou automatického kapilárneho genetického analyzátoru ABI 3130 (Applied Biosystems, USA). Výstup bol generovaný ako hrubý záznam v podobe grafu. Získané výsledky sa vyhodnocovali pomocou softvérového programu GeneMapper verzia 4 (Applied Biosystems), ktorý je súčasťou softvérovej výbavy genetického analyzátoru. Výstupom boli genotypy jednotlivých vzoriek v grafickom a tabuľkovom prevedení.

Popis dát

Pre analýzy genotypov slúžilo celkom 2 977 vzoriek trusu, vlasov, krvi a tkanív. Všetky dáta boli importované do databázy vo formáte MisBase MS Access (Skrbinšek, nepubl.).

Konsenzuálne genotypy boli vytvorené pre všetky vzorky naprieč všetkými opakovaniemi, pri zohľadnení počtu opakovaní, kvality PCR a celkovej kvality vzoriek. Kvalitatívny index sa stanovil na základe metódy, ktorú navrhli Miquel *et al.* (2006a). Celková spoľahlivosť genotypov bola stanovená programom Reliotype na základe procedúry maximálnej podobnosti (maximum likelihood), ktorú navrhli Miller *et al.* (2002) a implementovanej do MisBase databázy. Pre neinvazívne vzorky, každá alela by mala byť zistená najmenej dva razy aby bola zaznamenaná v genotype, alebo bola považovaná za „nespoľahlivú“ ak sa objavila len raz.

Všetky genotypy (v tomto prípade použité ako genetické označenia) v databáze slovenských medvedov sa porovnávali na základe párovania s cieľom identifikácie jednotlivých jedincov. Jednoduchý výpadok alely „dropout“ (Miquel *et al.* 2006a) pre spoľahlivú zhodu sa pripustil v prípade, ak celý panel amplifikovaného lokusu dosiahol u oboch vzoriek hodnotu Pisib (pravdepodobnosť identického genotypu medzi súrodencami) maximálne 0,01 a PI (pravdepodobnosť identity nepríbuzných jedincov) dosiahla hodnotu maximálne 0,00001 (Waits *et al.* 2001). Všetky takmer identické genotypy (t.j. najviac dva alelické „dropouty“ alebo nekompatibilné rozdiely medzi genotypmi) sme manuálne overovali v databáze pôvodných dát a metadátach vzoriek a konečné rozhodnutie týkajúce sa zhody sme uskutočnili na základe všetkých informácií.

Procedúra akceptácie genotypov

Všetky genotypy s kvalitatívnym indexom (QI) > 0,2 a s najmenej piatimi lokusmi s dobrými PCR produktami boli spracované porovnávacím algoritmom. Po aplikácii procedúry rozhodovacieho porovnávania boli uskutočnené nasledovné kroky:

- **Zhodné vzorky:** ak najlepšia vzorka v porovnáwanej skupine (vzorky pravdepodobne z toho istého jedinca) mali spoľahlivosť genotypov (REL) > 0,95 alebo dve vzorky v skupine mali (REL) > 0,90, všetky vzorky v skupine sa prijali.
- **Nezhodné vzorky:** neinvazívne vzorky, ktorých genotypy za nezhodovali so žiadnym z genotypov (jednotlivé zachytenia) s (REL) > 0,95 a (QI) > 0,5 boli prijaté. Všetky zostávajúce neinvazívne vzorky boli vylúčené z ďalšej analýzy. Všetky vzorky tkanív (vzorky s vysokou kvalitou DNA) s primeraným úspechom amplifikácie boli prijaté bez ďalšieho testovania odhadov spoľahlivosti.

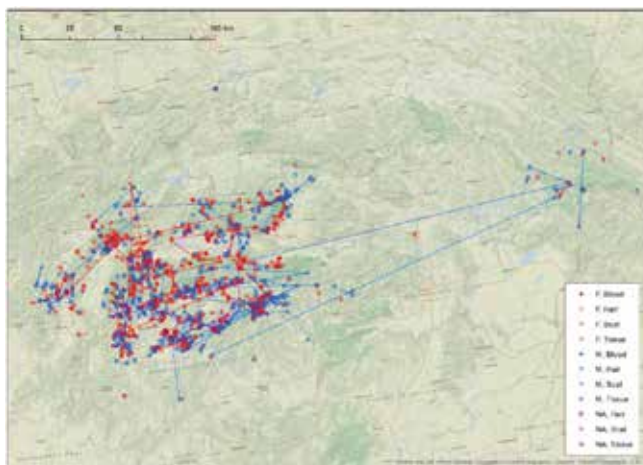
Prvé overenia genotypov identifikovali kvalitatívne problémy v štyroch lokusoch G10H, G10X, Mu23 a Mu9 (tab. 2). Tieto štyri lokusy boli predbežne vylúčené z ďalších analýz. Pisib zostávajúcich lokusov bolo 8,74E – 04, a PI 2,21E – 08, čo umožnilo získanie vhodného panelu pre označenie jedincov a to aj v prípade, ak dva lokusy v porovnaní neamplifikovali.

Tab. 2 Parametre genetických markérov.

Marker	A	Ae	Ho	He	PI	Pisib	NSamples
G10C	8	3,33	0,49	0,70	0,12	0,43	750
G10H*	8	4,28	0,65	0,77	0,09	0,39	730
G10L	8	2,58	0,39	0,61	0,21	0,50	747
G10P	9	3,90	0,55	0,74	0,11	0,40	750
G10X*	7	2,37	0,30	0,58	0,21	0,51	745
G1D	6	4,71	0,63	0,79	0,07	0,37	750
Mu10	8	4,04	0,57	0,75	0,10	0,40	748
Mu15	6	3,56	0,42	0,72	0,12	0,42	742
Mu23*	8	5,74	0,68	0,83	0,05	0,35	745
Mu50	7	3,51	0,53	0,71	0,12	0,42	749
Mu59	11	4,49	0,60	0,78	0,08	0,38	747
Mu9*	7	3,12	0,52	0,68	0,16	0,45	744
*Lokusy vynechané z ďalších výpočtov	7,00	3,35	0,46	0,65	0,10	0,37	Priemer
	1,64	0,68	0,08	0,06	0,04	0,04	SD

V celkovom súbore 1 834 vzoriek sme identifikovali 831 jedincov s použiteľnými spoľahlivými genotypmi. Vzorky, ktoré boli získané pred začiatkom štúdia abundancie boli vynechané z modelovania CMR (neboli subjektom toho istého procesu capture – mark – recapture). Genotypy 1 143 vzoriek boli slabé pre použitie a boli vylúčené z ďalšej analýzy. Celkovo 74 vzoriek malo chýbajúce metadáta, alebo to boli vzorky z Poľska, prípadne zozbierané pre iný účel a teda nevhodné pre CMR analýzu. Priestorové rozmiestnenie vzoriek poukázalo na dobré priestorové pokrytie študovaného územia a dobrú separáciu vzoriek v dvoch oblastiach s výskytom medveďa – jednu na strednom Slovensku a jednu na východnom Slovensku (obr. 6). Zistilo sa, že dva jedince migrovali medzi oboma oblasťami počas trvania tejto štúdie, čo indikuje, že medzi oblasťami existuje určitá výmena génov.

Obr. 6 Priestorové rozmiestnenie zozbieraných vzoriek. Čiary spájajú vzorky toho istého jedinca v chronologickom poradí



Modelovanie Capture – Mark – Recapture

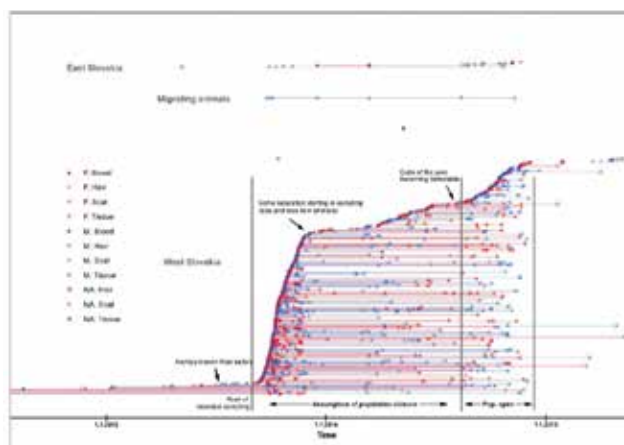
CMR modelovanie nám umožňuje prekonať spornú otázku vyskytujúcu sa v každej štúdii populačnej abundancie, a to explicitne odhadnúť počet nedetekovaných jedincov v pokuse a určiť intervaly spoľahlivosti pre tieto odhady. Existujú niektoré kritické predpoklady, ktoré musia byť splnené pre správnu funkciu týchto modelov:

- Všetky jedince (v našom prípade úspešné identifikácie genetického označenia jedincov vo vzorke) musia byť súčasťou toho istého Mark – Recapture procesu (t.j. žiadna vzorka by nemala byť získaná v roku pred začiatkom alebo po skončení pokusu).
- Nemala by existovať heterogenita zachytenia medzi jedincami, alebo táto by mala byť popísateľná merateľnými parametrami (napr. pohlavie jedincov, obdobie...). Štatisticky najsilnejšie modely majú dodatočný predpoklad uzavretosti populácie v období trvania pokusu (bez mortality, alebo nedetekovanej mortality, bez prijímania nových jedincov, bez emigrácie, imigrácie). Všetky predpoklady správneho použitia CMR modelovania sa dajú v prípade akejkolvek štúdie s divými živočíchmi do určitej miery narušiť, ich vychýlenie sa musí testovať a výskumník sa musí ubezpečiť, že modely použité pre analýzu sú skutočne adekvátne pre daný typ experimentálnych dát. Konečná kvalita výsledkov závisí výlučne na odchýlke dát od týchto predpokladov a na počte opakovane získaných vzoriek (recaptures) (intenzita výberu). Všeobecným pravidlom je, že vysoký podiel opätovne zachytených jedincov umožňuje vysokú presnosť a nevychýlené odhady veľkosti populácie a to aj v prípade, ak sú niektoré predpoklady (v primeranej miere) vychýlené. Nízky stupeň opätovného zachytenia poskytuje menej spoľahlivé výsledky.

Proces Mark – Recapture

V nasledovnom grafe je znázornený proces Mark – Recapture (obr. 7)

Obr. 7 Graf procesu mark – recapture. Každý znak je vzorka, línie spájajú viacnásobné vzorky z toho istého jedinca. Časová os prebieha zľava doprava



Prevažná väčšina vzoriek bola nazberaná na strednom Slovensku. Intenzívny zber vzoriek započal v septembri 2013 a vzorky, ktoré sa získali pred týmto obdobím, sa nemohli použiť pre výpočty procesu mark – recapture a boli vylúčené z ďalších analýz. Problémom celého súboru dát je, že vo výberovej vzorke sú aj prírastky, čo čiastočne môže narušiť predpoklad uzavretosti populácie požadovaný pre väčšinu modelov Mark – Recapture určených pre odhady abundancie. Vizuálna inšpekcia Mark – Recapture grafu (obr. 7) poukazuje na indikáciu saturácie (menej nových zachytení a viac opakovaných zachytení na konci roku 2013 a potom narušenie saturácie na konci leta 2014). Naznačuje to, že medvediatá bolo možné už zachytiť a do tohto obdobia by bolo možné považovať populáciu za demograficky uzavretú.

Modely uzavretej populácie pre medvede stredného Slovenska

Populáciu medvedov zo stredného Slovenska môžeme považovať na základe Mark – Recapture grafu za pomerne uzavretú (obr. 7). Vzorky získané pre tento model boli zozbierané medzi 04. 09. 2013 (začiatok intenzívneho zberu vzoriek) a 25. 08. 2014 (vysoká pravdepodobnosť detekovania tohtoročných mláďat). Uzavretosť populácie bola testovaná na základe porovnania s paralelným výpočtom pre jedince získané do 01. 04. 2014, kde bolo takmer nemožné získať vzorky mláďat z tohto roku.

Východné Slovensko

Počet vzoriek a počet zachytených medvedov na východnom Slovensku bol nízky (obr. 6). Celkom sa podarilo zachytiť 19 rozdielnych jedincov v 34 vzorkách so spoľahlivými genotypmi. Počas prvého obdobia, kedy bolo možné populáciu považovať za uzavretú sa zachytilo 8 jedincov. S ohľadom na celkovo malý počet jedincov je problematické skonštruovať relevantný Mark – Recapture model. Avšak, s ohľadom na relatívne dobré rozmiestnenie nazberaných vzoriek a opakované zachytenia, sa dá očakávať, že počet jedincov v tejto oblasti Slovenska bude relatívne nízky.

Testovanie uzavretia populácie

Pre testovanie uzavretosti populácie sme použili Pradleove modely s parametrizáciou prežívania a prísunu nových jedincov. Vytvorili sme *a priori* modelový súbor z dát do apríla 2014 (bez očakávania detekcie mláďat vyplývajúcej z biológie druhu) a do augusta 2014 (bez tohtoročného prírastku podľa mark – recapture grafu). Pretože modely indikovali prísun jedincov (imigráciu) a nedetekovanú mortalitu (emigráciu) $> (dAICc > 10$ pre modely, kde parametre prežívania a fekundity boli považované za rovné 1 alebo 0) odhady týchto parametrov sa ukázali byť zanedbateľnými ($\Phi = 0,996, 0,994 - 0,998$ 95 % CI; $f = 0,001, 0,0006 - 0,0022$ 95 % CI). Toto poskytlo podporu pre predpoklad uzavretej populácie medvedov zo stredného Slovenska.

Mark – Recapture dáta a modely pre Stredné Slovensko

Pre modely uzavretej populácie zo stredného Slovenska sme použili 1100 vzoriek s dobrými genotypmi zozbieraných v období 04. 09. 2013 až 25. 08. 2014. Detekovali sme 260 samcov v 415 zachyteniach (podiel opätovného zachytenia 1,60) a 356 samíc v 478 zachyteniach (podiel opätovného zachytenia 1,34). Podiel opakovaných zachytení bol pomerne nízky, pričom u samíc bol nižší než u samcov. Pomer pohlavia u priamo zachytených jedincov je 41,6 % samcov a 58,4 % samíc. Tento pomer môže byť však mierne skreslený, pretože pravdepodobnosť zachytenia samcov a samíc nemusí byť rovnaká.

Program MARK

Príprava dát, ktoré sa hodia pre analytické nástroje programu MARK (White & Burnham 1999), si vyžaduje usporiadanie dát podľa zberových segmentov, čo nebol prípad nášho súboru dát, pretože sa zber uskutočňoval priebežne. Algoritmus spätných Markovovských reťazcov bol naprogramovaný v štatistickom prostredí R (Team 2010), ktorý umožňuje separáciu dát v diskretných intervaloch, pri optimalizácii zachytenia a minimalizácii straty dát. Použili sme Hugginsove modely (Huggins 1989) (vrátane modelov, ktoré zahrňujú heterogenitu zachytenia a chybnú identifikáciu z dôvodu chybného genotypovania). Hodnoty AICc sa použili pre výber modelového súboru medzi rôznymi prístupmi (bez heterogenity/heterogenita/chybná klasifikácia). Použili sme model priemerujúci Akaikeho váhy (Burnham & Anderson 2002) pre zhrnutie neistoty vyplývajúcej z výberu modelu pri získaní konečných výsledkov.

Modely Chao Mh a Mth

Tieto modely sú koncepčne odlišné od skupiny Hugginsových modelov, pretože nie sú založené na prístupe GLM. Nemôžu explicitne použiť mortalitu a štatisticky sú menej účinné; môžu však poskytnúť relatívne nevychýlené výsledky a bezpečné miery pre porovnanie výsledkov s inými modelmi.





4.3.2 Výsledky

Modely Capwire

Tieto relatívne jednoduché modely majú výhodu využitia priebežného zberu údajov, čo je prípad nášho pokusu. Poskytujú modely, ktoré umožňujú určitú mieru heterogenity zachytenia pri zbere vzoriek a nástroje pre výber model medzi modelom, ktorý počíta s heterogenitou, a modelom, ktorý nepočíta s heterogenitou. Pred spustením týchto modelov sme zo súboru vylúčili autokorelované vzorky – kritériom pre tento krok bolo odstránenie vzoriek z toho istého jedinca zozbieraného v ten istý deň v okruhu 1 km od inej vzorky toho istého jedinca, jedna vzorka z páru bola vylúčená zo súboru.

Výber modelu MARK

Výber modelu MARK jasne vybral skupinu modelov, ktorá počíta s heterogenitou zachytenia indikujúcou určitú hladinu nevysvetliteľnej heterogenity zachytenia v dátach (tab. 3). Najlepšie modely tiež zahrňovali premenlivosť úspešných zachytení v čase (interval zberu) a pohlavia jedincov. Vyrovnanie modelu sa dá považovať za zmysluplné ($c^{\wedge} = 1.13 - 1.35$). Modely, ktoré počítali s genotypovými chybami boli na druhej strane slabšie podporené ($\Delta AICc > 17$).

Tab. 3. Výsledky výberu modelu v programe MARK

Model	AICc	Delta AICc	AICc váhy	Pravdepodobnosť modelu	Num. Par
Hugg_Het2.p=c(t.sex),pi(sex)	4205,29	0,00	0,854620	1,000000	26
Hugg_Het2.p=c(t),pi(sex)	4208,91	3,62	0,139590	0,163300	17
Hugg_Het2.p=c(t),pi(.)	4215,79	10,51	0,004470	0,005200	16
Hugg_Het2.p=c(t.sex),pi(.)	4218,45	13,17	1,18E-03	1,40E-03	20
Hugg_MISS.p=c(t.sex)alpha(sex)	4222,87	17,58	1,30E-04	2,00E-04	16
Hugg_p(sex)c(sex)	4232,65	27,37	0,00E+00	0,00E+00	4
Hugg_MISS.p=c(t)alpha(sex)	4233,24	27,95	0,00E+00	0,00E+00	9
Hugg_p=c(t)	4233,62	28,33	0,00E+00	0,00E+00	14
Hugg_Phi(t)c(t)	4251,42	46,13	0,00E+00	0,00E+00	12
Hugg_p(.)c(.)	4255,98	50,70	0,00E+00	0,00E+00	2
Hugg_Het2.p=c(t),pi(.)	4256,01	50,73	0,00E+00	0,00E+00	7
Hugg_p=c(sex)	4256,96	51,67	0,00E+00	0,00E+00	2
Hugg_Het2.p=c(t),pi(sex)	4260,03	54,74	0,00E+00	0,00E+00	9

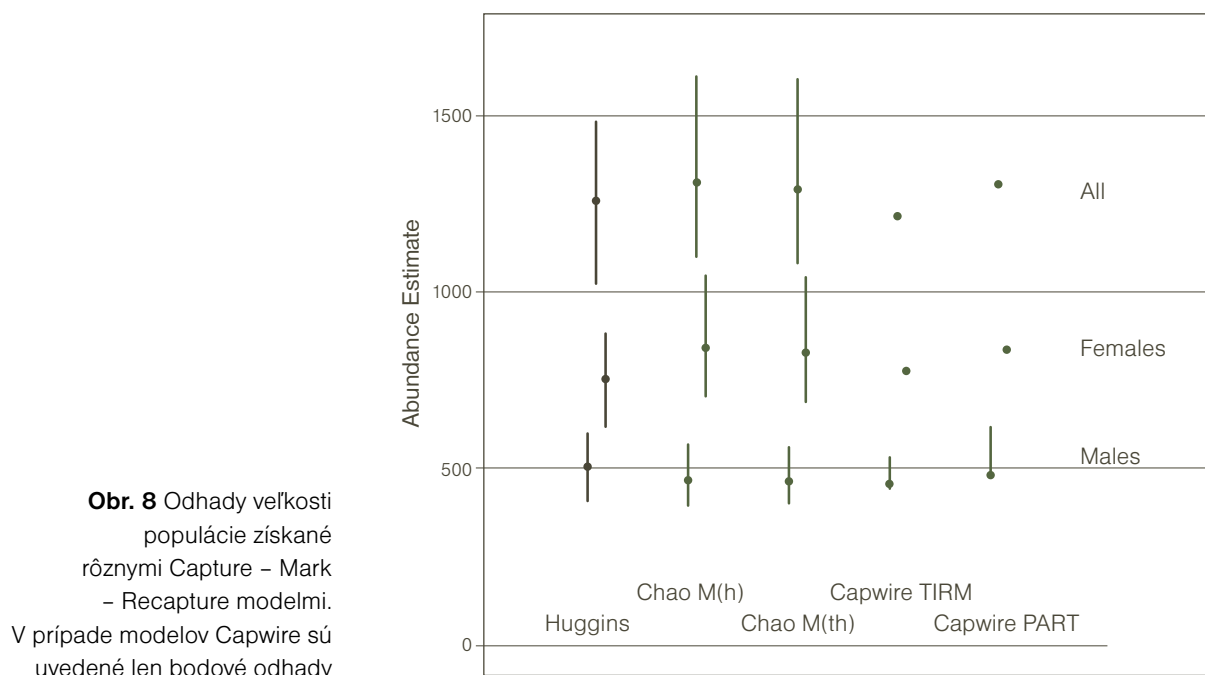
Hugg_Het2 = Hugginsova heterogenita pi, p a c; Hugg = Hugginsovo p a c; Hugg_MISS = Hugginsov model w/ s chybnou identifikáciou

Odhady početnosti

Modely Capwire, podobne ako modely MARK, ukázali značnú podporu pre použitie modelov, ktoré zahŕňajú heterogenitu. Z toho istého dôvodu sme použili tiež modely Mh a Mth podľa Chao, pretože heterogenita sa ukázala ako významná vlastnosť nášho súboru dát. Konečné výsledky sú uvedené v tab. 4 a na obr. 8.

Tab. 4 Výsledky odhadov veľkosti populácie medveďa hnedého na strednom Slovensku pomocou CMR modelovania. Modely CAPWIRE boli vypočítané osobitne pre samcov, samice a spolu, zatiaľ čo Hugginsove a Chao modely boli vypočítané v jednom modeli pre osobitné odhady pre každé pohlavie. Pre konečný odhad veľkosti populácie navrhujeme použiť model CAPRWIRE TIRM. $N^{\wedge}$ = odhad abundancie, CID AND CIU = dolný a horný interval spoľahlivosti

Model	Samce			Samice			Spolu		
	N [^]	CId	Clu	N [^]	CId	Clu	N [^]	CId	Clu
Hugginsova heterogenita	504	404	604	752	619	885	1256	1023	1489
Chao M(h)	466	397	572	843	702	1043	1309	1099	1615
Chao M(th)	463	396	563	828	682	1040	1291	1078	1603
Capwire TIRM	455	438	542	778	*	*	1214	*	*
Capwire PART	483	477	621	837	*	*	1303	*	*



Zo všetkých použitých modelov je štatisticky najspoľahlivejší Hugginsov model heterogenity, ktorý poskytuje dobré vyrovnanie a odhady početnosti sa môžu použiť ako konečný výsledok tejto analýzy. Na základe tohto modelu sa v rokoch 2013 – 2014 odhadla celková početnosť 1 256 medveďov (1 023 – 1 489 95 % CI). Tento počet zahŕňa aj všetky usmrtené medvede v tomto období (uložené a usmrtené pri dopravných kolíziách) a nezahŕňa mláďatá z roku 2014. Odhadnutý pomer pohlavia je vychýlený v prospech samíc (59,9 % samíc a 40,1 % samcov), veľmi podobný odhad, ktorý sme získali pri priamom počítaní unikátnych genotypov.

Odhad veľkosti populácie u divo žijúcich živočíchov je obtiažny a zo všetkých existujúcich metód najspoľahlivejšou a najpresnejšou je použitie molekulárnej genetiky. V každom prípade získanie spoľahlivých odhadov je sprevádzané veľkou pracnosťou. V tomto prípade sa dá aplikovať tiež zákonitosť zmenšujúcej sa návratnosti – zatiaľ čo počet použiteľných vzoriek v tejto štúdii mohol byť väčší a intervaly spoľahlivosti mohli byť menšie, podstatne väčšie počty vzoriek získaných v krátkom období by poskytli marginálne lepšie výsledky, než tie, ktoré by sme získali navýšením počtu vzoriek o niekoľko stoviek.

Hlavným problémom nášho súboru dát bola nízka miera opakovaného zachytenia, neočakávane spôsobená nízkou úspešnosťou genotypovania a veľkým počtom jedincov v populácii. Nízka úroveň opätovného zachytenia vedie k vysokej heterogenite pravdepodobnosti zachytenia, pretože niektoré medvede (napr. žijúce v blízkosti dobre motivovaného zberača, ktorý nazberal veľa vzoriek) majú väčšiu pravdepodobnosť zachytenia (zistené z nazberaných dát). Avšak dáta, sú stále postačujúce pre získanie zmysluplne presných a pravdepodobne nevychýlených výsledkov.

Analýza pomerne nízkej úspešnosti izolácie je obtiažna. V podobnej štúdii s medveďmi v Slovinsku (Skrbinšek *et al.* 2010) bola zaznamenaná veľká premenlivosť vo výťažnosti vzoriek v závislosti od mesiaca zberu, potravy a čerstvosti vzoriek. Podobne aj ďalšie štúdie (Bellemain *et al.* 2004; Solberg *et al.* 2006) zaznamenali nízku úspešnosť izolácie, takže môžeme prijať výsledok, že úspech izolácie a amplifikácie je špecifický pre sledovanú oblasť a druh, a v niektorých prípadoch nespĺňa naše očakávania.

Hlavný metodologický problém je použitie modelov, ktoré počítajú s heterogenitou zachytenia vs. modelov, ktoré s ňou nepočítajú. Modely, ktoré nepočítajú sú silne vychýlené v prípade, ak je v dátach prítomná heterogenita zachytenia. Vzhľadom na to, že v našom súbore sme zaevidovali heterogenitu zachytenia, výsledky týchto modelov by sa nemali použiť a preto ich ani neuvádzame. Heterogenita zachytenia je vážnym problémom pre odhad veľkosti populácie, ale modely, ktoré ju zohľadňujú môžu korigovať spôsobené odchýlky, avšak presnosť týchto modelov je nižšia a jej výsledkom sú väčšie intervaly spoľahlivosti. Získali sme aj vzorky, ktoré však

pochádzali z obdobia, kedy sme mohli považovať populáciu za uzavretú. Tieto sme nemohli použiť pre typ modelov s uzavretou populáciou. Využijeme ich v prípade ďalšieho modelovania demograficky otvorených populácií.

Výsledky prezentujú odhady, ktoré sú výsledkom rôznych prístupov (tab. 4 a obr. 8). Hlavnou myšlienkou bolo odskúšanie koncepčne rozdielnych modelov pre odhad veľkosti populácie, čo sa podarilo splniť, pretože výsledky rozdielnych modelov vykazujú vysoký stupeň zhody. Modely abundancie Capwire TIRM by boli najspoľahlivejšie, pretože dáta sa odchyľujú v najmenšom počte predpokladov a tento model využíva dáta najefektívnejším spôsobom, avšak boli navrhnuté pre malý počet jedincov – do niekoľkých stoviek (Miller *et al.* 2005). Pre veľké súbory nie sú k dispozícii procedúry pre stanovenie intervalov spoľahlivosti. Z tohto dôvodu sme uviedli iba bodové odhady.

Získané odhady poskytujú spoľahlivý odhad veľkosti populácie medveďov na Slovensku, ktorý môže slúžiť ako základ pre plán starostlivosti o medveďa. Odhad považujeme za nevychýlený a intervaly spoľahlivosti zodpovedajú presnosti, ktorá sa očakáva v populáciách divo žijúcich živočíchov s veľkým areálom. Najdôležitejším prínosom tejto štúdie je, že je to prvý spoľahlivý údaj o veľkosti populácie medveďov na Slovensku a každý údaj o vývoji počtu medveďov na Slovensku v budúcnosti sa bude porovnávať s týmito odhadmi. Budúca genetická inventarizácia a ďalšie by sa mali uskutočniť v pravidelných časových intervaloch, aby sa zabezpečil manažment populácie medveďa na vedeckých základoch.

¹ Na projekte spolupracovali D. Krajmerová, J. Bakan, T. Skrbinšek, P. Klinga a V. Slivková.



4.4 Priestorová aktivita, domovské okrsky veľkých šeliem na základe telemetrického monitoringu

Rudolf Kropil, Vladimír Antal, Peter Smolko & Jakub Kubala

Priestorovú aktivitu medveďa môžeme v podstate definovať ako využívanie územia, na ktorom žije, rozmnožuje sa, vychováva mláďatá, oddychuje a zabezpečuje si potravu. Táto aktivita veľmi závisí od rôznych faktorov, či už v priebehu dňa, ročného obdobia alebo počas celého roka. Závisí hlavne od dostupnosti potravy, dostatočného priestoru na rozmnožovanie a výchovu mláďat. Zároveň je vo veľkom meradle ovplyvnená antropogénnymi javmi, čiže ľudskou činnosťou v areáli prirodzeného rozšírenia medveďa hnedého. Medveď pod vplyvom ľudských činností, ako je chov hospodárskych zvierat, pestovanie poľnohospodárskych plodín, výstavba migračných bariér, nesprávne narábanie s komunálnym odpadom, zvyšovaním poľovníckeho predlačného tlaku a pravidelným vyrušovaním reaguje zmenou priestorovej aktivity. Mnohokrát sú to migrácie za ľahko dostupnou potravou vo forme hospodárskych zvierat, včelstiev, poľnohospodárskych plodín, ovocných plodov a komunálneho odpadu. Vo svete existuje mnoho štúdií pojednávajúcich o priestorovej aktivite a teritorialite medveďov. Zameriame sa však na výskum realizovaný v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“.

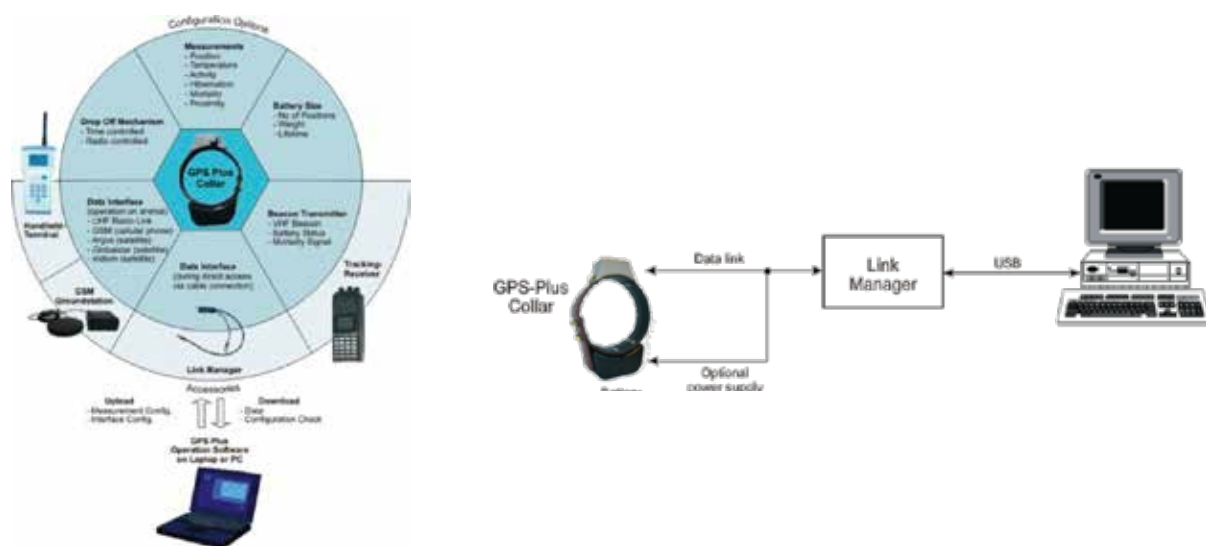
4.4.1 Telemetrické sledovanie veľkých šeliem

Priestorovú aktivitu môžeme sledovať viacerými spôsobmi, ako sú priame pozorovania, monitoring pomocou fotografických pascí alebo videopascí, čiastočne neinvazívnou metódou rozboru vzoriek biologického materiálu a DNA analýzami. Jednou z najpresnejších metód je telemetria. Práve technický pokrok v elektronickej miniaturizácii umožňuje využívanie telemetrických zariadení v biologickom výskume pri sledovaní živočíchov stále aktuálnejšie. Princíp spočíva v bezdrôtovom zhromažďovaní údajov pomocou zameriavania signálov vysielateľa, ktorý je upevnený na tele sledovaného živočícha. Hlavné možnosti využitia sa dotýkajú predovšetkým priestorového využívania a sledovania migračných pohybov živočíchov, okrem toho však možno telemetricky zisťovať údaje o aktivite a ďalších biologických otázkach. Využitie telemetrického sledovania má uplatnenie pri rôznych skupinách živočíchov, v poslednom období boli vyvinuté i špeciálne čipy vhodné pre sledovanie väčších druhov hmyzu vážiace len 35 mg. Najčastejšie sa používa u tried vtáky a cicavce s ohľadom na ich pohybové aktivity, prípadne u veľkých druhov cicavcov. Je potrebné pripomenúť, že používanie

vysielačoch zariadení je u nás usmernené podľa príslušnej legislatívy o telekomunikáciách. Nároky na životnosť vysielača, jeho dosah a minimálnu hmotnosť, prípadne i veľkosť sú technicky protichodné a v praxi sa obyčajne volí kompromisné riešenie, ktoré je možné vybrať z veľkého množstva dnes existujúcej ponuky vysielačov. Hmotnosť vysielača by nemala prekročiť 3 % živej hmotnosti sledovaného živočícha. Podľa spôsobu prijímania signálov vysielača rozdeľujeme telemetrické systémy na VHF-pozemné, GPS-GSM a GPS-satelitné (Kenward 1987, Kropil 2001).

Satelitná telemetria je založená na prijímaní signálov vysielača pomocou družíc obiehajúcich okolo zeme, pričom poloha vysielača sa vypočíta podľa zmien kmitytu pri prelete družíc na základe Dopplerovho princípu. Satelitná telemetria má využitie najmä pri sledovaní ťahu tropických migrantov alebo dlhých preletov prípadne u zvierat, ktoré sa pohybujú v ťažko dostupnom teréne bez GSM pokrytia. Veľké uplatnenie nachádza predovšetkým pri sledovaní v rozľahlých, neprístupných oblastiach púští, tundry, oceánov, močaristých a pralesovitých oblastí, kde nie je možné využívať priame pozorovanie označených jedincov alebo konvenčnú pozemnú telemetriu. Napriek finančnej náročnosti satelitnej telemetrie sa začína pomerne široko uplatňovať, vďaka čomu sa overujú mnohé dávnejšie získané poznatky, alebo sa sledujú dosiaľ nevyriešené otázky sledovania pohybu živočíchov (Kropil 2001).

Princíp telemetrického sledovania prostredníctvom GPS signálu spočíva v tom, že vysielateľ ktorý je zavesený na medveďovi, vysiela v pravidelných hodinových intervaloch údaje o súradniciach výskytu sledovaného jedinca. Tie idú prostredníctvom GSM signálu (v obojku je zabudovaná SIM karta ako v mobilnom telefóne) priamo do tzv. GSM Groundstations, ktorý je napojený na centrálny počítač (obr. 1). Pomocou softvérových produktov sa dáta o jednotlivých pozíciách stiahnu priamo do počítača. Sú to však len tzv. surové dáta, ktoré je potrebné ešte následne podrobne vyhodnocovať.



Obz. 1 a,b Princíp prenosu dát pomocou GPS telemetrického sledovania živočíchov a prenos dát z GPS obojku priamo do PC (Vec-tronicAerospace)

Okrem GPS súradníc (pozícií) sa ostatné dáta, tzv. activity data a dáta z ostatných senzorov (teplota, stav batérie, súradnice VHF) z GPS obojkov získavajú pomocou Handheld terminálu. Handheld – Terminal používa UHF frekvencie. Tu je však potrebné sa priblížiť na pomerne krátku vzdialenosť k medveďovi, aby sa mohli dáta stiahnuť. Vzdialenosť však veľmi závisí od prírodných a terénnych podmienok. V prípade, že nie je možné dáta stiahnuť cez tento terminál, používa sa VHF anténa, ktorou sa dá zistiť aktuálna pozícia medveda. Potom sa obojek prepne sám na UHF frekvenciu a dáta je možné stiahnuť do terminálu (obr. 2). Terminál sa pomocou USB rozhrania pripojí k PC a dáta sa uložia do počítača. Tak isto je možné pomocou USB napojiť na PC aj priamo GPS obojek.



Obr. 2 a,b Handheld – Terminal s lokalizovaným GPS satelitným telemetrickým vysielačom a sťahovanie dát priamo z GPS satelitného telemetrického vysielača.

Všetky GPS obojky sa nastavujú štandardne tak, aby sa pomocou Drop-off systému sami odpojili a odpadli z krku zvyčajne po dvoch rokoch používania. V prípade, že sa tento systém automaticky neaktivuje, je možné zabezpečiť okamžité odopnutie obojku pomocou Handheld terminálu.

Výskum priestorovej aktivity pomocou telemetrického sledovania je veľmi náročný proces, ktorého úspešnosť závisí od mnohých faktorov. Medzi základné faktory patrí kvalita GPS satelitných telemetrických vysielačov (obojkov), ktoré sa mnohokrát poškodia, prestanú vysielať alebo si ich sledovaný jedinec strhne z krku. V pomeroch Slovenska je tento proces náročnejší aj vďaka veľmi premenlivej krajine a prírodným pomerom, od ktorých závisí úspešnosť dohľadávania a získavania dát priamo v teréne.

4.4.2 Teritorialita a domovský okrsok medveďa hnedého (*Ursus arctos*)

Domovský okrsok je možno charakterizovať ako priestor, v ktorom zvieratá získavajú potrebné zdroje a vykonávajú biologické potreby spojené s rozmnožovaním a starostlivosťou o mláďatá (Burt 1943). Časovo-priestorová dostupnosť týchto zdrojov určuje veľkosť a využívanie domovských okrskov a je ovplyvnená rôznymi fyziologickými, ekologickými a priestorovými faktormi ako sú metabolické potreby, veľkosť tela, systém rozmnožovania, vek, denzita populácie, pohlavná dospelosť, distribúcia potravných biotopov a vyrušovanie zo strany ľudí. Využívanie rôznych častí domovského okrsku môže byť počas a v jednotlivých obdobiach roka rozdielne. Z dôvodu nerovnomernej distribúcie a dostupnosti potrebných zdrojov, ako aj intrašpecifických faktorov v rámci populácie preferujú zvieratá špecifické časti jadrových zón domovských okrskov a počas jednotlivých sezón roka sezónne okrsky (Swenson *et al.* 2000; Kaczensky *et al.* 2003; Kropil *et al.* 2015).

Priestorová aktivita medveďa hnedého (*Ursus arctos*)

Sledovanie medveďov sa uskutočnilo v 10 orografických celkoch stredného a východného Slovenska (tab. 1) patriacich do Západných a Východných Karpát, ktoré k nám zasahujú 17,2 % z celkovej výmery karpatského oblúka. Majoritnú časť na našom území tvoria Západné Karpaty, avšak na východe k nám sčasti zasahuje aj výbežok Východných Karpát. Oba celky lemuje systém nížin a nízko položených kotlín, čo spôsobuje výrazné kontrasty v topografii územia (94,3 – 2654,4 m n. m.), ktoré sa odrážajú v značných rozdieloch v priemerných ročných teplotách, zrážkach, zastúpení pôd a následne aj flóre a faune. Prevažná časť územia Slovenska je potenciálnym lesným územím, t.j. bez antropogénneho vplyvu by bola porastená rôznymi typmi lesa. V súčasnosti z celkovej rozlohy Slovenska tvoria lesy 41 %, z čoho je cca 50 % listnatých, 31 % ihličnatých a 19 % zmiešaných. Najväčšie zastúpenie má buk (31,8 %), smrek (25,3 %) a dub (10,7 %). Zvyšok územia tvoria agroceózy (cca 45 %), lúky a pasienky (7 %), ľudské sídla a zastavané plochy (6 %) a vodné toky/plochy (cca 1 %). Vhodným biotopom pre medveďa sú najmä listnaté, zmiešané a ihličnaté lesy horského typu, avšak dôležité časti predstavujú aj subalpínske a alpínske lúky, resp. otvorené územia s dostatočnými potravnými zdrojmi v nižších polohách. Vhodný biotop medveďa na Slovensku je fragmentovaný z dôvodu topografických charakteristík krajiny rozdelenej územiami s vysokou denzitou ľudských sídiel a riečnych údolí, resp. absenciou vhodných lesných biotopov. Potenciálne prepojenie medzi východnou a západnou subpopuláciou na Slovensku predstavujú Poľské Karpaty (Kropil 2005, Straka *et al.* 2012, Kropil *et al.* 2015).

Spracovanie telemetrických údajov

Údaje sa získavali od apríla 2011 do októbra 2015. Celkovo 18 jedincov medveďa (7 samíc a 11 samcov) vo veku 15 mesiacov – 25+ rokov bolo odchytených, imobilizovaných a označených telemetrickými obojkami vybavenými GPS vysielačmi nastavenými na lokalizáciu pozície jedinca v intervale 60 minút (Kropil *et al.* 2015). Počas odchyty boli vykonané všetky potrebné veterinárne vyšetrenia, merania a odbory vzoriek na veterinárne analýzy. Zároveň vypracovaný veterinárno-klinický protokol a zápis o priebehu realizácie odchyty a imobilizácie. V prípade, že medveď mal nejaké známky poranení, resp. iné zdravotné problémy, boli veterinárnym lekárom ošetrované.

Všetky GPS vysielače boli vybavené rôznymi modulmi na zachytávanie priestorovej a časovej aktivity, ktoré presne monitorovali pohyb, aktivitu, teplotu, hibernáciu a virtuálnu polohu odchyteného a označeného medveďa. V prípade, že predmetný vysielač počas dlhšej doby nezaznamenal žiadnu aktivitu, vyslal tzv. mortalitný signál, ktorý naznačoval, že jedinec môže byť uhynutý.

Údaje z telemetrických obojkov boli stiahnuté a prekonvertované do GPS databázy (ArcGIS 10.2, ESRI Redlands, CA) a následne zobrazené pre analýzu priestorovej aktivity. Všetky dáta boli preverené a extrémne duplikované hodnoty boli z databázy odstránené. Každému jedinca boli následne pridelené príslušné identifikačné atribúty jedinca, ktoré boli neskôr štatisticky testované. Dáta boli zatriedené do jednej zo štyroch sezón, špecifikovaných z hľadiska prirodzeného ročného cyklu medveďa v podmienkach Karpát (Štofík *et al.* 2014) nasledovne: 1) jar, zobudenie až 31. máj, 2) leto, 1. jún až 31. august, 3) jeseň, 1. september až dátum zaľahnutia a 4) zima, ktorá bola ohraničená časom zimného spánku pre každého jedinca individuálne. Ročné okrsky boli špecifikované ako územie

tvorené pozíciami jedinca patriacimi do štyroch po sebe nasledujúcich sezón. Denné domovské okrsky boli determinované pozíciami zaznamenanými počas 24 hodinového cyklu. Monitorované jedince boli rozdelené na adultné a subadultné vekovou hranicou 4 roky (Kropil *et al.* 2015).

Tab. 1 Prehľad odchytených a imobilizovaných jedincov medveďa hnedého v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“

Meno	Dátum odchyty	Číslo obojku	Farba obojku	Pohlavie	Hmotnosť (kg)	Odhadovaný vek (roky)	Lokalita odchyty – orografický celok
Ukka	04. 04. 2011	9431	Biela	Samica	120	8 - 10	Poľana - Bugárovo
Tero	10. 04. 2011	9433	Žltá	Samec	220	25+	Pribylina - Tehelňa
Verno	11. 04. 2011	9432	Červená	Samec	240	15+	Poľana - Bugárovo
Essi	16. 05. 2011	8885	Modrá	Samica	37	15 - 16 mes.	Muráň - Mátožná
Ester	16. 05. 2011	9544	Oranžová	Samica	33	16 - 16 mes.	Muráň - Mátožná
Oiva	29. 05. 2011	8905	Červená	Samec	44	2	Muráň - Karaťová
Toivo	04. 06. 2011	9543	Žltá	Samec	145	10 - 12	Vrútky - Javorná
Siiri	19. 06. 2011	9598	Červená	Samec	157	8 - 10	Važec - Nižtoková
Ahti	21. 06. 2011	9597	Žltá	Samec	162	20+	Martin - Priekopa
Jarno	26. 06. 2011	9596	Modrá	Samec	95	4 - 5	Málinec - Býkovo
Unta	05. 07. 2011	9595	Biela	Samica	85	4 - 5	Nižná Boca - Črchla
Leena	22. 07. 2011	9545	Zelená	Samica	130	25 - 28	Belianska dolina - Malcov
Roni	05. 09. 2011	9646	Oranžová	Samica	65	2	Belianska dolina - Malcov
Maini	05. 05. 2012	9782	Modrá	Samec	50	2	Skoňová - Nová Sedlica
Timo	09. 05. 2012	9647	Žltá	Samec	170	20 - 22	Dolný Turček
Arvi	31. 09. 2014	11533	Červená	Samec	71	2 - 3	Hrabovo - Smrekovica
Anja	19. 10. 2014	11532	Žltá	Samica	125	5 - 6	Zadný Grúň - Lomná
Teijo	26. 04. 2015	11531	Oranžová	Samec	162,5	6	Paráč - Oravská Lesná

Obr. 3 a,b GPS satelitný telemetrický vysielač (obojok) na medveďa a testovanie týchto vysielačov



Veľkosť domovských okrskov bola vypočítaná použitím troch najčastejšie využívaných metód, Metódou konvexného polygónu (MCP 100 %), Kernelovou metódou (KHR 95 %) a metódou LocalConvexHull (LoCoH 90 %; Kropil *et al.* 2015). Používanie viacerých metód odhadu umožňuje kvalitnejšie posúdenie priestorovej aktivity monitorovaných jedincov. Metóda konvexného polygónu (MCP 100 %) je najstaršia a najčastejšie používaná metóda pre výpočet veľkosti domovského okrsku, avšak presnosť odhadu býva niekedy problematická. MCP predstavuje konvexný polygón spájajúci okrajové pozície jedinca za určité špecifikované obdobie (rok, sezóna, deň). Táto metóda je citlivá na extrémne okrajové pozície kedy môže značne nadhodnotiť odhady. Alternatívou je v súčasnosti viac preferovaná Kernelova metóda (KHR 95 %), ktorá zohľadňuje aj priestorovú distribúciu pozícií v rámci územia a hodnotí

okrem celkového odhadu aj intenzitu využívania špecifických častí okrsku ako napríklad jadrové zóny, ktorých hranice nie sú určené okrajovými pozíciami a sú menej ovplyvnené extrémnymi hodnotami. Metóda LocalConvexHull (LoCoH 90 %) zahŕňa výhody vyššie uvedených metód, generuje okrsky s jednoznačnými okrajmi ako MCP, ale zároveň zohľadňuje distribúciu pozícií ako Kernelova metóda. Domovské okrsky MCP 100 % boli vytvorené použitím nástroja „Spatialanalyst“ v ArcGIS 10.2 a KHR 95 % a LoCoH 90 % boli vytvorené v programe OpenJump (Steiniger & Hunter 2012) a ďalej spracovávané v ArcGIS 10. 2. (Kropil *et al.* 2015).

Vyhodnotenie veľkosti domovských okrskov

Celkovo 18 jedincov medveďa hnedého (11 samcov a 7 samíc) bolo monitorovaných počas 6064 dní a zozbieraných bolo 85 432 efektívnych záznamov z 10 orografických celkov Slovenska (tab. 1), z ktorých bolo vytvorených 12 ročných domovských okrskov, 56 sezónnych domovských okrskov a 4701 denných domovských okrskov (Kropil *et al.* 2015).

Najväčšie ročné domovské okrsky mali dospelé samce (tab. 2, 3) a najmenšie dospelé samice. Subadultné jedince mali pomerne veľké domovské okrsky, porovnateľné so samcami (tab. 2, 3), u LoCoH 90 % dokonca väčšie u dospelých samcov (tab. 4). Vzhľadom na malý počet jedincov veľkosti ročných domovských okrskov značne varíovali a to najmä u subadultných jedincov. Signifikantný rozdiel vo veľkosti ročných domovských okrskov bol potvrdený iba medzi dospelými samcami a samicami metódou LoCoH 90 %. Rozdiely medzi dospelými a subadultnými jedincami neboli potvrdené.

Tab. 2 Porovnanie parametrov ročných domovských okrskov medveďov (*Ursus arctos*) metódou Minimum Convex Polygon (MCP 100 %).

MCP 100 %	dospelý samec	dospelá samica	dospelé spolu	subadult (do 4. r)
Priemer	268,5	141,1	211,9	256,7
Min	190,4	50,0	50,0	69,0
Max	418,7	245,5	418,7	551,9
N	5	4	9	3

Tab. 3 Porovnanie parametrov ročných domovských okrskov medveďov (*Ursus arctos*) metódou Kernel Home Range (KHR 95 %).

KHR 95 %	dospelý samec	dospelá samica	dospelé spolu	subadult (do 4. r)
Priemer	202,7	121,9	166,8	140,5
Min	118,0	32,7	32,7	15,7
Max	396,8	293,8	396,8	358,3
N	5	4	9	3

Tab. 4 Porovnanie parametrov ročných domovských okrskov medveďov (*Ursus arctos*) metódou Local Convex Hull (LoCoH 90 %).

LoCoH 90 %	dospelý samec	dospelá samica	dospelé spolu	subadult (do 4. r)
Priemer	115,9	56,0	89,3	127,3
Min	92,1	28,7	28,7	18,8
Max	153,3	87,4	153,3	329,1
N	5	4	9	3

Najvýznamnejšie rozdiely vo veľkosti domovských okrskov boli zaznamenané medzi dospelými samcami a samicami a to ako na úrovni ročných domovských okrskov tak aj na sezónnej a dennej úrovni. Najväčšie okrsky mali samozrejme dospelé samce, čo súvisí s ich dominanciou a potravnými nárokmi, aj keď vplyv fitness jedinca na veľkosť domovského okrsku bol potvrdený iba na úrovni denných okrskov. Subadultné jedince mali prekvapivo rozľahlé domovské okrsky, porovnateľné so samcami, ale iba v jarnej a jesennom období. Toto rozšírenie využívaného územia súvisí pravdepodobne s migráciou a disperziou osamostatnených mladých jedincov do nových území (Kropil *et al.* 2015).

Podobne, ako naznačujú výsledky z TANAP-u a Chočských vrchov, kde odhady domovských okrskov sa pohybovali u samíc v priemere 245 km² a samcov 198 km² (Lenko *et al.* 2014 pri malom súbore a veľkej individuálnej variabilite), aj v našej štúdii sú odhady domovských okrskov výrazne väčšie ako predchádzajúce odhady domovských okrskov medveďov na Slovensku, napr. 10 – 30 km² (Sabadoš & Šimák 1981, Hell & Slamečka 1999), 17 – 20 km² (Baláž 2002) a 15 – 30 km² (Červený *et al.* 2004). Treba vziať do úvahy, že aj podľa prírodoochranárskych kritérií sa ako dobrý priaznivý stav udáva priemerná hustota viac ako 10 jedincov na 100 km² pri celkovej početnosti vyše 800 jedincov na Slovensku, ako priemerný stav hustota 5 – 10 jedincov na 100 km², pri početnosti 500 – 800 jedincov, a ako nepriaznivý stav hustota menej ako 5 jedincov na 100 km², pri početnosti menej ako 500 jedincov (Kropil 2005, Kropil & Hell 2005). Pritom však na tomto istom území žije niekoľko jedincov súčasne a preto údaje z našej literatúry o priestorových nárokoch sú správne len v tom prípade, že sa popri údajoch o 1 100 – 2 500 ha teritóriách pripočíta do úvahy aj akčný rádius pri sezónnych potulkách, ktorý predstavuje aj 30 km (Kropil *et al.* 2005).

Medvede majú rovnako ako zvyšné veľké šelmy veľké domovské okrsky, ktoré sa vzájomne môžu prekrývať. Populácie v Škandinávii s málo produktívnymi biotopmi sú charakterizované rozsiahlejšími domovskými okrkami v porovnaní s produktívnymi lesmi v strednej Európe alebo biotopmi s dostupnosťou lososa ako významného zdroja potravy a najmenšími okrkami v Severnej Amerike (Kropil *et al.* 2015). Priemerná ročná veľkosť domovských okrskov adultných samcov a samíc v Chorvátsku je 128 km² a 58 km² (Hubert & Roth 1993, Huber *et al.* 2008). Naopak v boreálnych lesoch severnej a južnej časti Škandinávie je priemerná veľkosť ročných domovských okrskov medveďov väčšia (samce 833 km² a 280 km², samice 1 055 km² a 217 km²) najmä v závislosti od produktivity biotopu (Dahle & Swenson 2003a).

Vyhodnotenie domovských okrskov a migrácie jednotlivých jedincov



UKKA

Pohlavie:

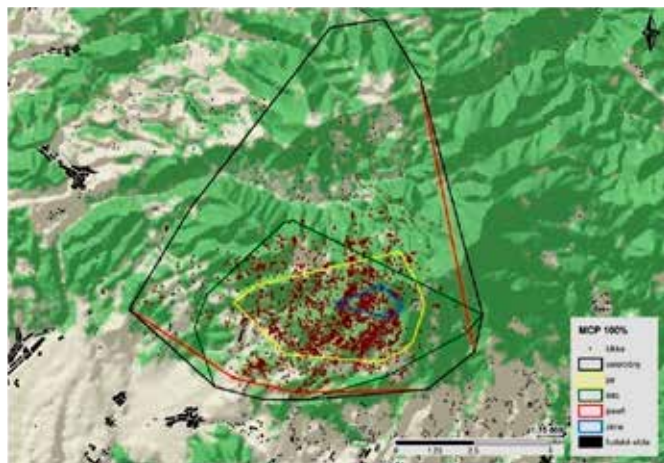
Číslo GPS vysielачa:

Farba GPS vysielачa:

samica

9431

biela



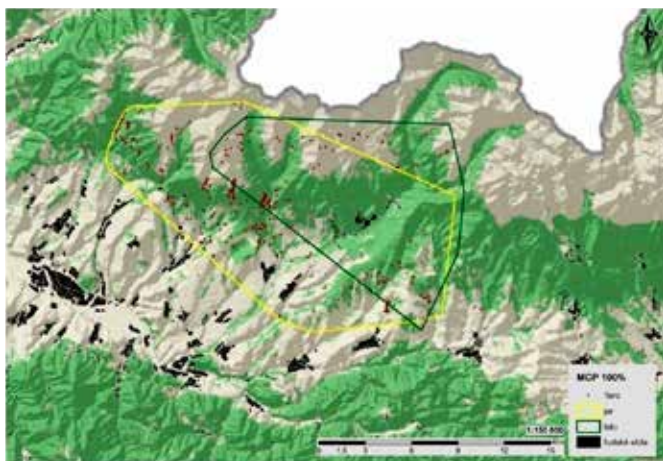
Medvedica bola odchytená a imobilizovaná dňa 04. apríla 2011 v lokalite **Bugárovo v CHKO Poľana**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 13. novembra 2011, čiže sedem mesiacov. V tomto období začala hibernáciu. V roku 2012 to bolo do 04. novembra. Po ukončení hibernácie začiatkom roka 2013 už nebola zachytená.

V roku 2011 prešla spolu až 900 km. Priemerné množstvo prejdenej km sa odlišovalo v závislosti od rôznych faktorov (počasie, zdroj potravy, ruja ap.). V priebehu uvedeného obdobia sa pohybovala v rozmedzí 530 – 1 165 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel 635 m. Celý čas sa pohybovala výhradne v lokalitách prirodzeného rozšírenia v súvislých lesných komplexoch v CHKO Poľana. V blízkosti urbanizovanej krajiny sa pohybovala len sporadicky. Zhustená lokalizácia bodov predstavuje aktivitu počas ruje, resp. miesta s prikrmovaním raticovej prežúvavej zveri. Medvedica v roku 2012 prešla 350 km pričom zostala na lokalite až do obdobia, kedy obojok prestal vysielat.

**TERO**

Pohlavie:
Číslo GPS vysielача:
Farba GPS vysielача:

samec
9433
žltá

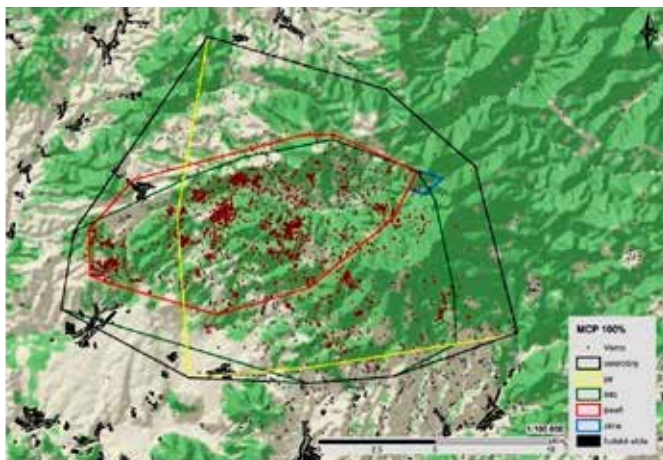


Medveď bol odchytený a imobilizovaný 10. apríla 2011 v lokalite **Pribylina –Teheleň v Tanap-e Vysoké Tatry**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 26. júna 2011, čiže len niečo viac ako dva mesiace. Po zistení uvedenej skutočnosti bol jedinec okamžite dohľadaný a bolo zistené, že jeho zdravotný stav a kondícia sú dobré. Išlo však o poškodený GPS satelitný telemetrický vysielач. Jedinec bol aj naďalej monitorovaný a po uplynutí relevantnej doby bol vysielач z krku medveďa odstránený.

**VERNO**

Pohlavie:
Číslo GPS vysielача:
Farba GPS vysielача:

samec
9432
červená



Medveď bol odchytený a imobilizovaný 11. apríla 2011, jeden deň po odchYTE Verna v lokalite **Bugárovo v CHKO Poľana**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 11. novembra 2011 a v roku 2012 do 17. mája. Počas tohto obdobia prešiel 1 398 km, čo predstavuje najviac zo všetkých sledovaných jedincov.

V priebehu uvedeného obdobia sa pohyboval v rozmedzí 408 – 1 299 m n. m., pričom prekonal výškový rozdiel 891 m. Celý čas sa pohyboval výhradne v lokalitách prirodzeného rozšírenia v súvislých lesných komplexoch v CHKO Poľana. Z mapy je zrejmé, že mal pomerne veľký areál rozšírenia. Ako zaujímavosť môžeme uviesť, že počas ruje sa zdržoval vo výhradnej blízkosti Ukky (celú ruju prežili spolu), resp. miestach s prikrmovaním raticovej prežúvavej zveri.



ESSI A ESTER

Pohlavie:

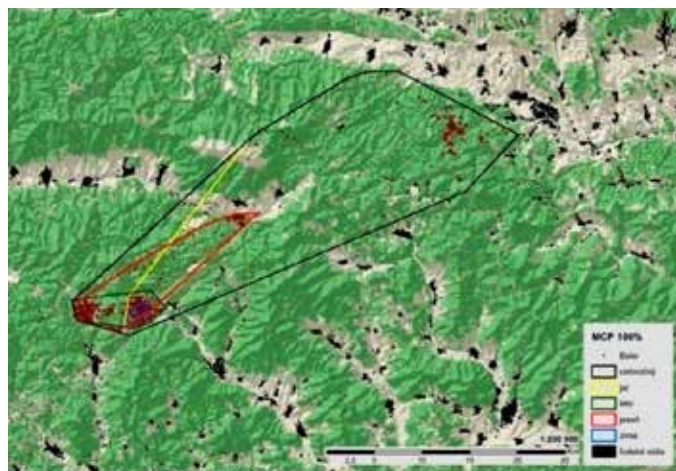
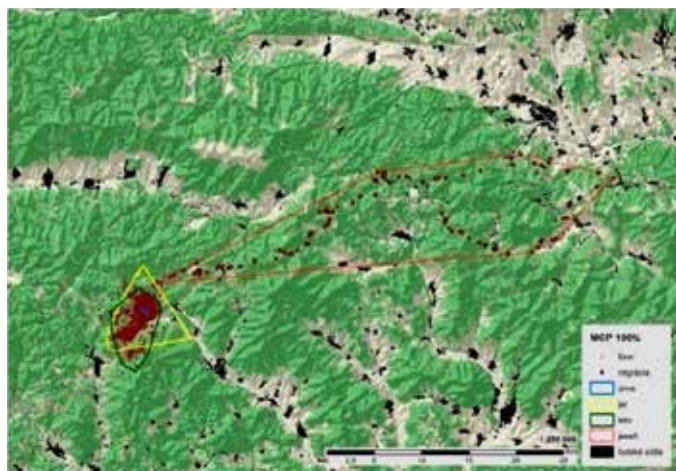
samice

Číslo GPS vyslača:

8885, 9544

Farba GPS vyslača:

modrá, oranžová



Obe medveďatka boli odchytené dňa 16. mája 2011 v lokalite **Muráň – Mátožná, NP Muránska planina**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 13. novembra a v roku 2012 do 16. októbra. Jednalo sa o odchyt dvoch malých medvedíc (sestry), ktoré pravdepodobne prišli o matku, nakoľko boli len v druhom roku života.

Essi: Počas tohto obdobia prešla 789 km. Zaujímavosťou bola dosť netradičná migrácia, ktorá sa začala 10. októbra 2011 a trvala do 24. októbra 2011. Táto medvedica sa z blízkej lokality odchyty oddelila od súrodenca a migrovala smerom na východ do oblasti Nálepčova (NP Slovenský raj). Po 14 dňoch sa vrátila naspäť k sestre do oblasti NP Muránska planina, kde ostala až do konca sledovaného obdobia. Občas sa pohybovala v blízkosti zastavaných území, nešlo o dlhší pobyt, ale len o prechod. V priebehu uvedeného obdobia sa pohybovala v rozmedzí 424 – 1 303 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel až 879 m. Nakoľko sa jedná v podstate o mláďa, nedostala sa do ruje, čiže lokalizácia zhustených bodov predstavuje miesta oddychu, resp. zabezpečovania potravy.

Ester: Podobne ako Essi aj táto medvedica sa vydala na dlhú „túru“ smerom do Slovenského raja, ktorá sa začala tiež 10. októbra 2011. Obe medvedice sa chvíľku pohybovali paralelne no Ester sa 13. októbra 2011 zastavila pri Červenej skale, odkiaľ sa 14. novembra 2011 vybrala naspäť do lokality, kde bola imobilizovaná. Prvý rok hibernovala spolu s Essi. Druhý rok sa vybrala naspäť do oblasti Slovenského raja (Hrabušice, Mlynky, Dedinky) až dolu južne do oblasti Hnilca, kde už ostala do konca sledovaného obdobia. Za celé obdobie prešla kratšiu trasu ako Essi, celkovo 479 km.

Obe medvedičky však prešli pomerne veľkou vzdialenosťou s ohľadom na svoj vek. Je zrejmé, že po týchto migráciách si našli vhodné lokality, nakoľko boli ešte určitú dobu pozorované.

**OIVA**

Pohlavie:

Číslo GPS vysielča:

Farba GPS vysielča:

samec**8905****červená**

Medveď bol odchytený a imobilizovaný dňa 29. mája 2011 v lokalite **Muráň – Karafová, NP Muránska planina**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 01. júna, čiže len štyri dni.

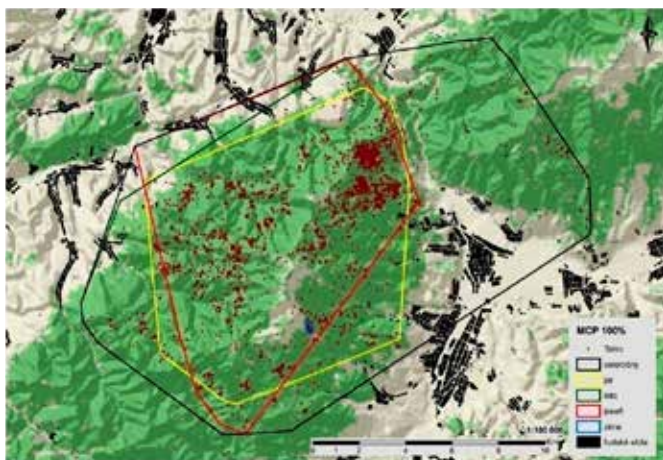
Ako vidieť z týchto údajov nie je možné vypracovať žiadne vyhodnotenie. Po zistení uvedenej skutočnosti bol jedinec okamžite dohľadaný a bolo zistené, že jeho zdravotný stav a kondícia sú dobré. Išlo však o poškodený GPS satelitný telemetrický vysieláč. Jedinec bol aj naďalej monitorovaný a po uplynutí doby, kedy považujeme vysieláč za poškodený, bol mu tento z krku odstránený.

**TOIVO**

Pohlavie:

Číslo GPS vysielča:

Farba GPS vysielča:

samec**9543****žltá**

Medveď č. 7 bol odchytený a imobilizovaný dňa 4. júna 2011 v lokalite **Vrútky – Javorná, NP Veľká Fatra**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 12. novembra a v roku 2012 do 26. mája. Počas tohto obdobia prešiel 865 km.

V priebehu uvedeného obdobia sa pohyboval v rozmedzí 417 (blízkosť obce Varín) – 1 427 (nad Podkovou) m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel až 1 010 m. Skoro celý čas sa pohyboval výhradne v lokalitách prirodzeného rozšírenia v súvislých lesných komplexoch v NP Malá Fatra a NP Veľká Fatra, okrem migrácie do okolia mesta Martin (cca 1 týždeň). Dlhšiu dobu sa zdržoval v blízkosti kameňolomu pri obci Vrátky. Zaujímavá je aj migrácia (trvala cca 7 dní) z predmetnej lokality do lokality v blízkosti obce Turany. Tu je zaujímavý fakt prekročenia rieky Váh (počas sledovaného obdobia rieku Váh prekročil 4 krát). Do oblastí urbanizovanej krajiny nemigroval. Aj v tomto prípade, zhustená lokalizácia bodov predstavuje aktivitu počas ruje, resp. miesta s prikrmovaním raticovej prežúvavej zveri.



SIIRI

Pohlavie:

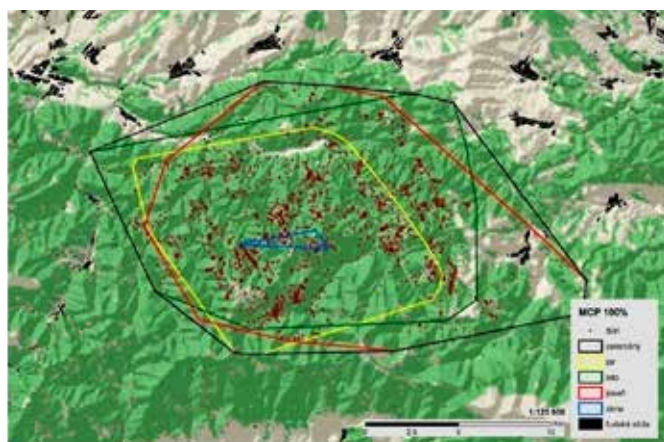
samec

Číslo GPS vysielajúceho:

9598

Farba GPS vysielajúceho:

červená



Medveď Sirii bol odchytený a imobilizovaný 19. júna 2011 v lokalite **Vážec – Nižtoková, NP Nízke Tatry**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 12. novembra a v roku 2012 do 19. októbra. Počas tohto obdobia prešiel 867 km.

V priebehu uvedeného obdobia sa pohyboval v rozmedzí 714 – 1 611 (vrch Veľký bok) m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel až 1 197 m. Národný park Nízke Tatry je charakterizovaný prevládajúcimi lesnými komplexami, ktoré predstavujú ideálne podmienky pre život medveďa. Sirii sa pohyboval v týchto lokalitách medzi obcami Nižná Boca, Liptovský Hrádok, Hybe, Východná, Vážec a Litovská Teplička. Aj počas lokálnych migrácií neprekročil diaľnicu D1. Väčšinu času sa pohyboval v oblasti vodnej nádrže Čierny Váh, okrem cca 2 dni trvajúcej migrácie v okolí Liptovskej Tepličky. Do oblastí urbanizovanej krajiny nemigroval. Charakteristické je, že keď má medveď dostatočné množstvo potravy a dostatočne veľké územie ako domovský okrsok, len veľmi zriedka sa pohybuje v okolí ľudských obydlií.



AHTI

Pohlavie:

samec

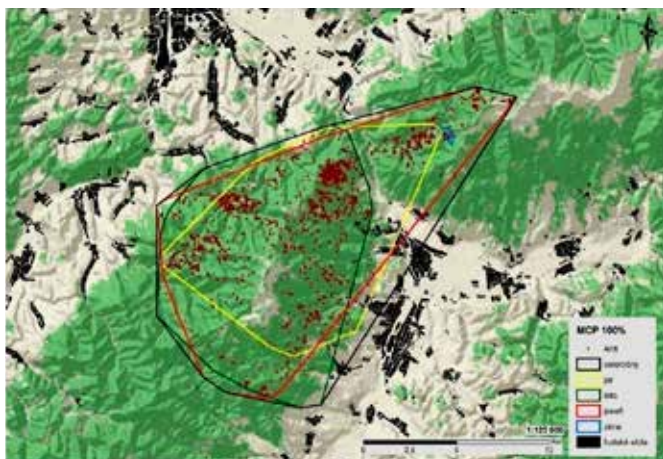
Číslo GPS vysielajúceho:

9597

Farba GPS vysielajúceho:

žltá

Tento statný medveď bol odchytený a imobilizovaný 21. júna 2011 v lokalite **Martin – Priekopa, NP Veľká Fatra**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 13. novembra a v roku 2012 do 03. júna. Počas tohto obdobia prešiel 687 km.



Pre tohto medveďa bolo charakteristické, že sa občas zatúlal aj veľmi blízko k ľudským obydliam v obciach Stráňavy, Turie a Vrútky. Charakteristické bolo prekryvanie jeho domovského okrsku s medveďom menom Toivo. Oba medvede sa pohybovali v rovnakej lokalite, pričom si vzájomne absolútne nekonkurovali. Táto situácia bola spôsobená dostatkom prirodzenej potravy vo forme semenného roka buka lesného, ako aj potravy pri prikrmovaní raticovej prežúvavej zveri. 11. novembra 2011 však tento jedinec migroval, pričom sa dostal do lokality stratenec a Príslop v NP Malá Fatra. Tam bolo sledovanie individuálnej migrácie pre rok 2011 ukončené. Ostatné charakteristiky pohybu sú popísané u medveďa menom Toivo.



JARNO

Pohlavie:

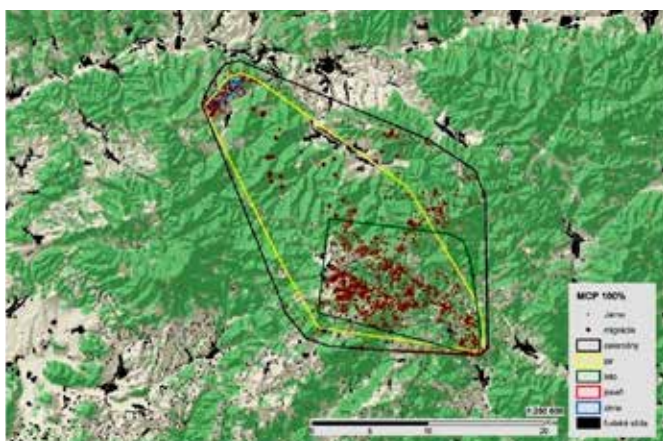
Číslo GPS vysielачa:

Farba GPS vysielачa:

samec

9596

modrá



Medveď Jarno bol odchytený a imobilizovaný 26. júna 2011 v lokalite **Málinec – Býkovo, CHKO Poľana**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 13. novembra 2011 a v roku 2012 do 25. decembra, kedy druhý krát začal hibernáciu. V jarnom období 2013 už bol vysielач nefunkčný. Počas tohto obdobia prešiel 701 km.

V priebehu uvedeného obdobia sa pohyboval v rozmedzí 503 – 1 176 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel až 973 m. Počas sledovaného obdobia sa pohyboval výhradne v lokalitách prirodzeného rozšírenia, pričom striedal súvislé lesné komplexy, trvalé trávnaté porasty a sporadicky migroval aj do lokalít s poľnohospodárskymi plodinami. Počas ruje sa zdržoval v oblasti Lomu nad Rimavicou. 11. novembra 2011 začal postupovať smerom na sever k Breznu, pričom pomerne tesne prechádzal okolo obce Čierny Balog. V blízkosti urbanizovanej krajiny sa však zdržal len niekoľko hodín, v podstate len prechádzal. Charakteristická je tzv. zimná migrácia. Sledovanie individuálnej migrácie pre rok 2011 ukončené v blízkosti vrchu Zrazy.



UNTA

Pohlavie:

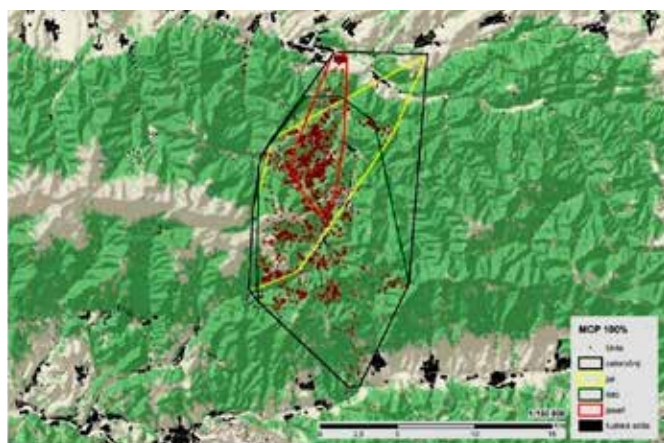
Číslo GPS vysielача:

Farba GPS vysielача:

samica

9595

biela



Medvedica bola odchytená a imobilizovaná 05. júla 2011 na lokalite **Nižná Boca – Črchla, NP Nízke Tatry**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 13. novembra 2011 a v roku 2012 do 24. decembra, kedy začala druhú hibernáciu v sledovanom období. V roku 2013 už nebola pozorovaná, pravdepodobne bol už vysielач nefunkčný. Medvedica však bola aj naďalej monitorovaná (fotopasce, údaje od poľovníkov). Počas tohto obdobia uvedený jedinec prešiel cca 454 km.

Táto medvedička na rozdiel od ostatných jedincov imobilizovaných v jej veku bola teritoriálna a zdržovala sa skoro výhradne v blízkosti miesta jej imobilizácie. Na lokalite bola pozorovaná aj v roku 2014 a 2015. Počas sledovania sa pohybovala v rozmedzí 644 – 1 625 m n. m. (Rovná hoľa), čo predstavuje výškový rozdiel až 981 m. Počas sledovaného obdobia sa pohybovala ako v lokalitách prirodzeného rozšírenia, tak aj v okolí obcí Nižná Boca, Malužiná, Kráľova Lehota a Liptovský Hrádok. Pomerne dlhú dobu (cca tri týždne) sa zdržovala v agrárnej krajine v tesnej blízkosti obce Liptovská Porúbka. Viac krát bola pozorovaná v tesnej blízkosti uvedených obcí, išlo však len o tzv. prechod. Žiadne škody ani nebezpečné strety neboli registrované. Ako zaujímavosť možno uviesť, lokality jej výskytu medveďa susedili s lokalitami výskytu medveďa menom Sirii. Ani v jednom prípade sa však neprekrižovali. Po opustení agrárnej krajiny sa vrátila do súvislých lesných komplexov, kde bolo pozorovanie ukončené.



LEENA

Pohlavie:

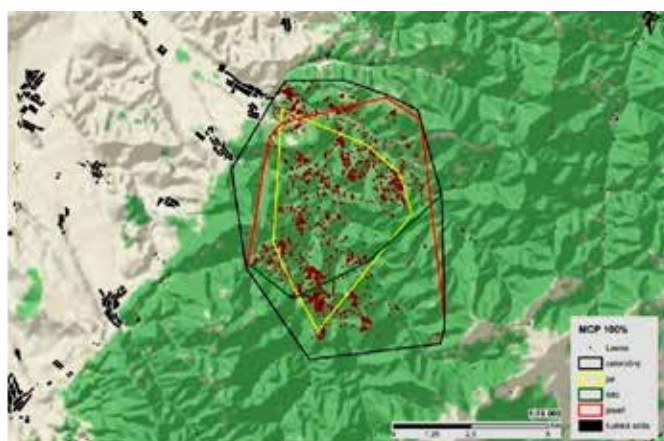
Číslo GPS vysielача:

Farba GPS vysielача:

samica

9545

zelená



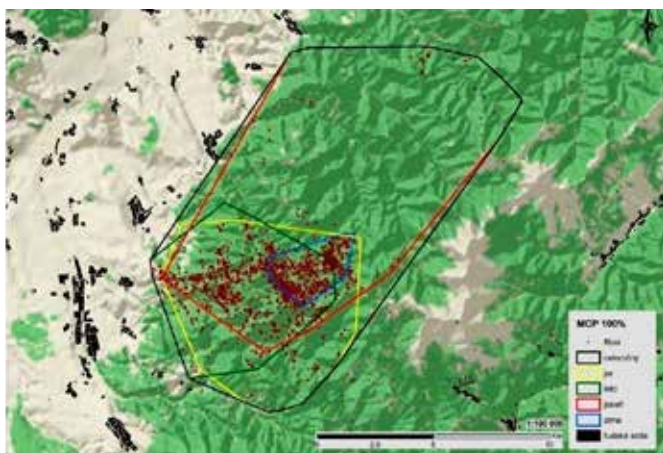
Medvedica Leena bola odchytená a imobilizovaná 22. júla 2011 v lokalite **Belianska dolina – Malcov, NP Veľká Fatra**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 26. októbra, kedy zahibernovala. V roku 2012 sme ju sledovali do 22. októbra, kedy sa jej vysielateľ pravdepodobne poškodil. Počas tohto obdobia prešla 420 km, čiže sa pohybovala na veľmi malom priestore, keďže ide o pomerne starú medvedicu.

V priebehu uvedeného obdobia sa pohybovala v rozmedzí 513 – 1 170 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel 657 m. Počas sledovaného obdobia sa pohybovala ako v lokalitách prirodzeného rozšírenia, tak aj vo vzdialenejšom okolí obcí Belá a Necpaly. Tento jedinec však predstavuje typického jedinca preferujúceho areál prirodzeného rozšírenia. Charakteristická je pre ňu aj teritorialita, čo je spôsobené aj jej vekom (26 – 28 rokov). Sledovaná medvedica nespôsobila žiadnu škodu, ani nebezpečný stret s človekom.



RONI

Pohlavie:	samica
Číslo GPS vysielача:	9646
Farba GPS vysielача:	oranžová



Medvedica bola odchytená a imobilizovaná 05. septembra 2011 v lokalite **Belianska dolina – Malcov, NP Veľká Fatra**. V roku 2011 bol zber dát realizovaný do 03. novembra 2012 a v roku 2015 do 15. októbra, kedy čiastočne zahibernovala, čo bolo pravdepodobne spôsobené tým, že počas letného obdobia sa dostala do ruje. Ešte sa párkrát ukázala na záberoch z fotopascí, GPS signál však už v tom roku nebol zachytený. Počas tohto obdobia mladšia medvedička prešla 222 km, čiže sa pohybovala na veľmi malom priestore.

Medvedica sa na lokalite pohybovala v rozmedzí 639 – 1 313 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel 674 m. Zaujímavosťou je lokalita odchyty, ktorá sa prekrývala s lokalitou pohybu medvedice menom Leena. Ich domovské okrsky sa teda výrazne prekrývali, pričom bola pozorovaná výrazná konkurencia zo strany staršej medvedice. Pravdepodobne táto spôsobila, že uvedený jedinec musel opustiť lokalitu, čo potvrdzuje vedomosť o teritorialite dospelých jedincov a ich netolerancii mladších jedincov (vek cca 2 roky). Počas sledovaného obdobia sa medvedica pohybovala výhradne v lokalitách prirodzeného rozšírenia. Po tzv. „nútenej“ migrácii si pravdepodobne našla svoj domovský okrsk, nakoľko z novej lokality už nemigrovala.



MAINI

Pohlavie:	samec
Dátum odchyty:	05. 05. 2012
Lokalita odchyty:	Skoňová – Nová Sedlica, NP Poloniny
Číslo GPS vysielача:	9782
Farba GPS vysielача:	modrá

Tento mladý medvedík bol odchytený, dňa 05. mája 2012 v lokalite **Skoňová - Nová Sedlica, NP Poloniny**. Pomocou telemetrie bol sledovaný len 78 dní. Dňa 21. júla 2012 sa signál stratil. Nebolo ho možné dohľadať ani pomocou terestrickej telemetrie (VHF a UHF), čo pravdepodobne poukazuje na skutočnosť, že bol nelegálne usmrtený.



Aj napriek veľmi krátkej perióde sledovania je zrejmé, že mladý medveď ešte nebol teritoriálny a svoj domovský okrsk si len vyhľadával. Za toto krátke obdobie prekonal vyše 200 km, čo je v porovnaní s ostatnými sledovanými jedincami pomerne veľa. Pre skutočnosť, že o tomto medveďovi sme získali veľmi málo údajov nie je možné urobiť záver ani vyhodnotenie veľkosti domovského okrsku. Je veľká škoda, že tento jedinec bol pravdepodobne nelegálne usmrtený (pytliactvo). Aj táto skutočnosť však poukazuje na výraznú potrebu riešenia problematiky pytliactva zveri všeobecne, nie len chránených živočíchov.



TIMO

Pohlavie:

Dátum odchyty:

Lokalita odchyty:

Číslo GPS vysieláča:

Farba GPS vysieláča:

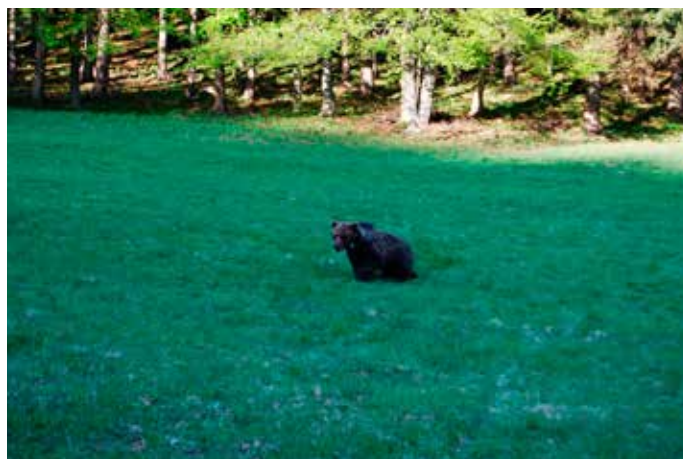
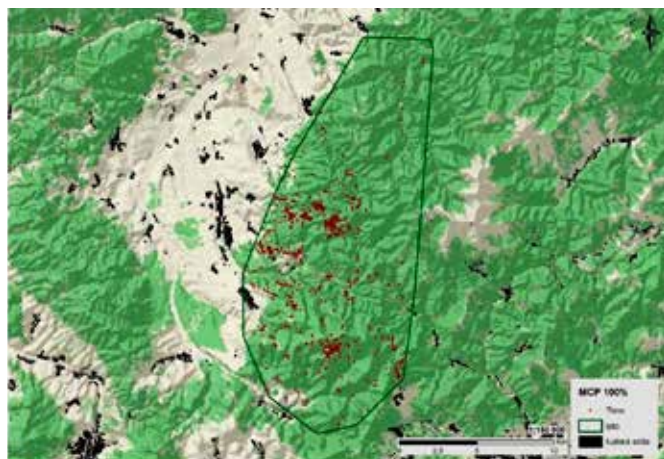
samec

09. 05. 2012

Dolný Turček, NP Veľká Fatra

9647

žltá



Timo bol odchytený a imobilizovaný dňa 09. mája 2012 v lokalite **Dolný Turček, NP Veľká Fatra**. Sledovaný však bol len do 08. októbra 2012. Išlo znovu o poškodenie GPS obojku, lebo medveď bol sledovaný ešte aj v roku 2015. Počas celého sledovaného obdobia prešiel 1 020 km, čo predstavuje veľmi rozsiahle územie za tak krátku periódu pozorovania.

Medveďa Tima sme počas sledovania volali „Zvedavec“, nakoľko bol odchytený a imobilizovaný hlavne z dôvodu, že si strčil hlavu do plechovej konvice s farbou. Keďže si s tým nevedel poradiť bolo potrebné ho tejto záťaži zbaviť a popri tejto procedúre sme mu nasadili aj GPS obojek. Celý odchyt prebehol tesne pri štátnej ceste Turček – Horná Štubňa. Následne nato bol prevezený cca 25 km do lokality, kde sa mu nemohla prihodiť kolízia s dopravnými prostriedkami. Do vedra s farbou strkal hlavu preto, lebo tam bola utopená myš, na ktorej si chcel pochutíť. Timo sa pohyboval po veľmi rozsiahlom území a prekonal nadmorskú výšku 536 m n. m. – 1 335 m n. m. čo je až 799 m prevýšenia. Pohyboval sa výhradne v prirodzenom prostredí v lesných komplexoch a ľudským obydliam sa evidentne vyhýbal.

**ARVI (KIMMO)**

Pohlavie:
Dátum odchyty:
Lokalita odchyty:
Číslo GPS vysielача:
Farba GPS vysielача:

samec**31. 09. 2014****Hrabovo – Smrekovica, NP Veľká Fatra****11533****červená**

Tento medvedík navštevoval lokalitu **Hrabovo – Smrekovica (pod Malinô Brdo) v Ružomberku NP Veľká Fatra** asi 2 mesiace. Bol naučený zabezpečovať si potravu z komunálneho odpadu, ktorý vyberal z kontajnera. Išlo teda o synantropného medveďa s úplne odlišným pozmeneným správaním ako u ostatných odchytených medveďov. 31. septembra 2014 členovia zásahového tímu rozhodli, že medveď bude imobilizovaný a bude mu nasadený GPS obojek. Odchyt bol realizovaný už v ten istý deň. Hneď po nasadení obojku bol Arvi prevezený na lokalitu vzdialenú cca 35 km v Ľubochňanskej doline.

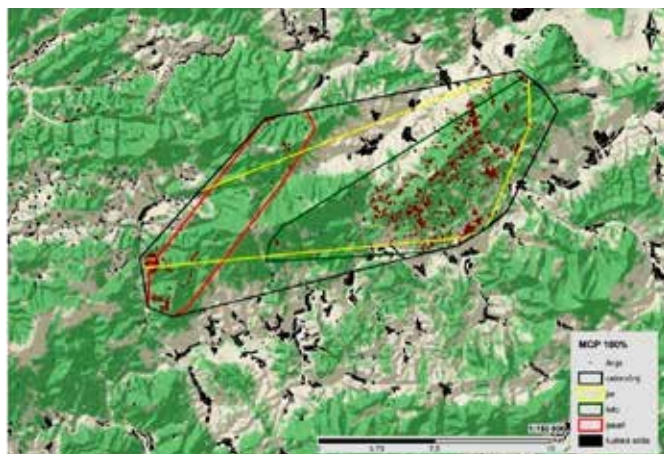
Medveď po prebudení chvíľku ostal na novej lokalite. V noci 2. septembra sa vybral naspäť na miesto odchyty v Hrabove. V noci 3. septembra už bol pozorovaný ako maškrtí na odpadkoch z potravín. Prevádzkovatelia ubytovacích zariadení sa snažili komunálny odpad zabezpečiť, čo však nepomohlo, nakoľko Arvi zachádzal hlbšie do intravilánu mesta Ružomberok. Navyše nie všetci mali vhodné kontajnery na zabezpečenie takéhoto odpadu. Po dohode s viacerými subjektami bolo rozhodnuté o jeho opätovnom odchYTE a prevezení na lokalitu vzdialenú niekoľko stovák kilometrov od Ružomberka, kde bolo minimalizované riziko vzniku škôd a nebezpečných stretov. Druhýkrát sa však už medveďa nepodarilo imobilizovať, bol veľmi opatrný a po niekoľkodňovej námahe sa ho podarilo nastreliť narkotizačnou zbraňou. Pravdepodobne skutočnosť, že už raz bol takto imobilizovaný a zvýšený podiel adrenalínu spôsobili, že medveď už druhýkrát nezaspal. Aj napriek evidentnému hendikepu pod vplyvom narkotizačných látok sa ho nepodarilo dohľadať. Následne po prebratí robil škody, preto bolo potrebné zabezpečiť jeho usmrtenie. Dňa 18. novembra 2014 bol teda odstrelený. Neskôr sa ukázala príčina vzniku takéhoto správania. Matka medveďa vodila v lokalite už minimálne druhé potomstvo, ktoré učila zabezpečovať si takto ľahko dostupnú potravu vo forme komunálneho odpadu. Po odstrelení Arviho sa na lokalite v blízkosti Hrabova začali objavovať mláďatá a neskôr aj ich matka, ktorí sa krmili touto neprirodzenou potravou.

**ANJA**

Pohlavie:
Dátum odchyty:
Lokalita odchyty:
Číslo GPS vysielача:
Farba GPS vysielача:

samica**19. 10. 2014****Zadný Grúň – Lomná, CHKO Horná Orava****11532****žltá**

Keďže bolo potrebné zabezpečiť čo najlepšiu vzorku čo sa týka pohlavnej a vekovej štruktúry medveďov, ale aj čo sa týkalo plošného rozmiestnenia, zabezpečil sa odchyt aj na severnom Slovensku, konkrétne v Chránenej krajinskej oblasti Horná Orava. Prvou bola medvedica Anja, odchytená dňa 19. októbra 2014 v lokalite **Zadný Grúň – Lomná, CHKO Horná Orava**. Medvedica je sledovaná aj v súčasnosti, preto poukážeme len na čiastočné výsledky.



Medvedica, ktorá mala dve minuloročné mláďatá sa dlhšiu dobu zdržiavala na lokalitách odchyty. V roku 2014 na jeseň migrovala do lokalít medzi Zázrivou a Istebným, pričom prešla cca 70 km a spolu s nimi zahibernovala. V tejto lokalite mala dva brlohy, ktoré aj intenzívne využívala. Na jar 2015 prešla popri lokalite odchyty a presunula sa smerom na východ do blízkosti lokalít Lokce a Podbiela. Ešte aj v tomto období (pred rujou) mala pri sebe obe mláďatá už v treťom roku života. V priebehu roka 2015 sa dostala do ruje, tiež v roku 2016 pravdepodobne vyvedie jedno alebo viac mláďat. Aj napriek tomu, že sa mnohokrát pohybovala v blízkosti ľudských obydľí, vo väčšine to bolo v súvislých lesných komplexoch. Žiadne škody a nebezpečné strety neboli zaznamenané. Počas sledovaného obdobia (do decembra 2015) zatiaľ prešla 690 km a pohybovala sa v rozmedzí 602 m n. m. až 1 294 m n. m., čo predstavuje výškový rozdiel 692 m.



TEIJO

Pohlavie:
Dátum odchyty:
Lokalita odchyty:
Číslo GPS vysieláča:
Farba GPS vysieláča:

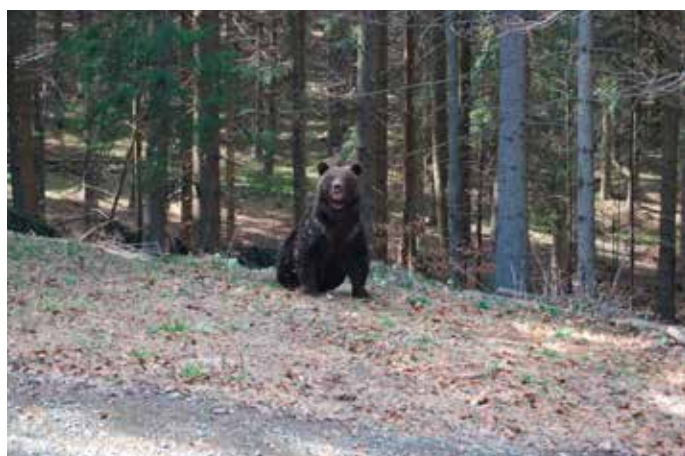
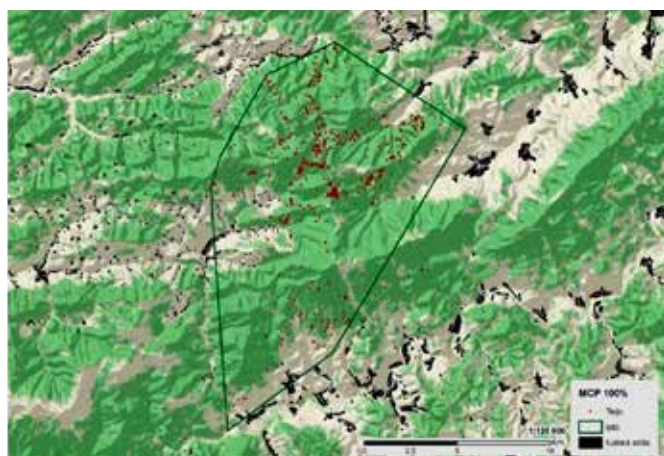
samec

26. 04. 2015

Paráč – Oravská Lesná, CHKO Horná Orava

11531

oranžová

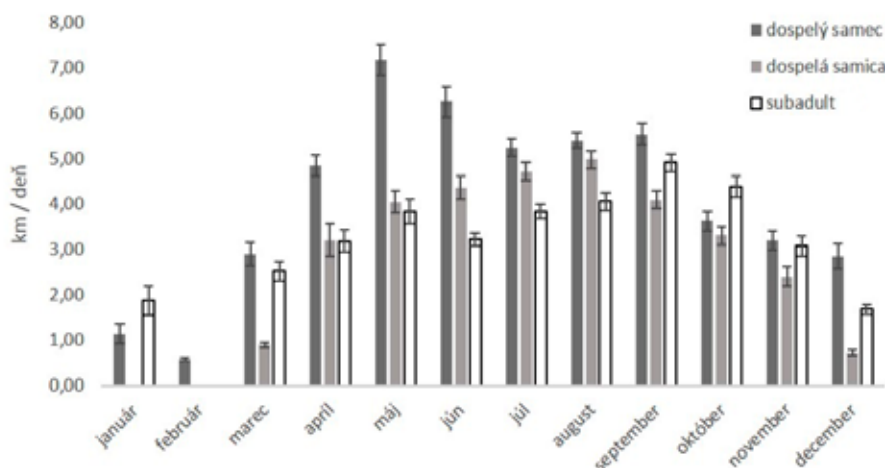


Druhým bol asi najkrajší medveď zo všetkých odchytených a imobilizovaných medveďov na celom Slovensku menom Teijo. Obojok mu bol nasadený 26. apríla 2015 v lokalite **Paráč – Oravská Lesná, CHKO Horná Orava**. Medveď je tak isto ako medvedica Anja sledovaný aj v súčasnosti.

Teijo sa podobne ako Anja zdržoval výhradne v súvislých lesných komplexoch. Zaujímavosťou je, že mnohokrát to bolo vo veľmi tesnej blízkosti ľudskej činnosti (napr. chov hovädzieho dobytku, chov včelstiev), vzdušnou čiarou len niekoľko desiatok metrov a neboli zaznamenané žiadne škody. Mnohokrát sa hovädzí dobytok pokojne pásol a ani netušil blízkosť medveďa. V prípade, že migroval,

bolo to za potravou alebo v období keď sa v lete na dlhšiu dobu zhoršilo počasie a zaľahol. Počas vegetačného obdobia „obhospodaroval“ veľmi veľké územie pričom prešiel vyše tisíc kilometrov (1 027 km) a pohyboval sa v nadmorských výškach od 479 m n. m. až 1 398 m n. m., čiže prekonal až 919 výškových metrov. Teija je potrebné monitorovať aj naďalej, nakoľko sa pohybuje v lokalitách areálu prirodzeného rozšírenia susediacich s intenzívnou ľudskou činnosťou (lesnícka činnosť, výkon práva poľovníctva, poľnohospodárska činnosť, turistika a rekreácia) a žiadne škody a nebezpečné strety zatiaľ nespôsobil.

U monitorovaných jedincov v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divjej na Slovensku“ bol zaznamenaný priemerne 3,1 km ($\pm 1,8$) posun medzi ťažiskami jarňných a letných domovských okrskov, medzi letnými a jesennými okrskami 2,5 km ($\pm 2,0$) posun a medzi ťažiskom jesenných okrskov a pozíciou brlohu priemerne 6,3 km ($\pm 4,9$). Priemerná dĺžka dennej trasy medveďov počas doby monitorovania bola 4,3 km ($\pm 3,0$ km). V zimných mesiacoch, počas prípadného prerušenia hibernácie, medvede prešli za deň v priemere len 1,3 km ($\pm 0,08$). Signifikantný sezónny rozdiel v prejdenej dennej vzdialenosti bol potvrdený len v jari medzi dospelými samcami (5,4 $\pm$ 4,0 km) a samicami (3,4 $\pm$ 2,7 km), kedy dospelé samce výrazne prevyšovali samice ($F = 11,98$; $P = 0,006$). Najmenšia aktivita v priebehu roka bola zaznamenaná v dôsledku hibernácie vo februári u všetkých jedincov (0,62 $\pm$ 0,06 km). U samcov bola priemerná priestorová aktivita najvýraznejšia počas mája a júna, zatiaľ čo u samic pozvoľne stúpala do augusta a u subadultov vrcholila až v septembri (obr. 4). Najvýraznejšiu priestorovú aktivitu vykazovali jedince počas disperzie, resp. dočasných vychádzok do susedných orografických celkov, kedy sa presúvali priemerne až 9,1 km ($\pm 1,2$) za deň. Maximálna prejdenná vzdialenosť 22,2 km bola zaznamenaná u dospelého samca v júni počas ruje. Závislosť medzi veľkosťou denného okrsku a vekom jedinca, jeho hmotnosťou ako aj orografickým celkom, v ktorom sa vyskytoval, nebola potvrdená (Kropil *et al.* 2015).



Obr. 4 Priemerná dĺžka denných trás v priebehu roka u monitorovaných jedincov medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v závislosti od pohlavia a veku.

Medvede okrem uvedených pohybov vykonávali aj jednorazové vychádzky do iných, bežne nevyužívaných častí orografického celku, prípadne do susedných orografických celkov. Samec 9647 (Timo) vykonal takúto jednorazovú vychádzku 7. – 9. septembra z Veľkej Fatry do Kremnických vrchov, pričom prekonal cca 48,5 km na ploche 70 km². Zaujímavé je, že u niektorých jedincov bolo zistené využívanie dvoch rôznych orografických celkov v rámci roka. Jeden využívaný na zimovanie a druhý ako letný okrsk. Jarňná a letná sezóna slúžili ako tranzitné obdobia na presun medzi lokalitami. Vo vzorke sa nachádzal aj disperzný jedinec, samica 9544 (Ester), ktorá po osamostatnení prezimovala na Muráni, ale na jar premigrovala do Volovských vrchov, kde si zrejme založila stály domovský okrsk. Jej sestra Essi si založila domovský okrsk na Muráni, avšak v období 10. – 24. októbra vykonal presun do Volovských vrchov na lokality, kde sa predtým presunula jej sestra Ester, avšak po krátkom čase sa vrátila na Muráň. Samec 11533 (Arvi) bol silne synantropným jedincom, ktorý sa vyskytoval v severnej časti Veľkej Fatry a často sa zdržiaval v blízkosti obývaných častí Ružomberka. Tento jedinec bol 1. septembra prevezený cca 20 km do strednej časti pohoria, avšak po dvoch dňoch 3. septembra bol naspäť na pôvodnej lokalite (Kropil *et al.* 2015). Pre porovnanie s výskumom na Slovensku v rámci projektu, uvádzame aj výskumy realizované v Európe (tab. 5).

Tab. 5 Porovnanie veľkosti domovských okrskov v okolitých krajinách

Krajina	Región	Biotop	Počet zvierat	Telemetria	Dĺžka sledovania	MCP	Veľkosť domovského okrsku (km ²)	Autor
Chorvátsko	NP Plitvické jazerá	Bukovo - jedľovo - smrekový les s otvorenými plochami	2	VHF	14 a 6,5 mesiacov	100 %	β85; β50	Huber & Roth 1986
Taliansko	Pohorie Brenta	Bukovo - smrekovo - borovicový les	3	VHF	4, 2 a 5 mesiacov	100 %		Roth 1983
Chorvátsko	NP Plitvické jazerá a NP Risnjak	Bukovo - jedľovo - smrekový les s otvorenými plochami	26	VHF	1 rok	100 %	β56,5; β74	Huber & Roth 1993
Slovinsko	Juho – centrálna Slovinsko	Bukovo - jedľovo - smrekový les s otvorenými plochami	15	VHF	ø 4 roky	100 %	β53; β237	Kaczensky <i>et al.</i> 2003
Slovinsko	Dinárske pohorie	Bukovo - jedľovo - smrekový les s otvorenými plochami	8	GPS GSM	ø 9 mesiacov	95 %	β 358; β 1126	Krofel <i>et al.</i> 2010
Grécko	Pohorie Pindos	Borovico - dubovo - bukový les s agrocenózami	6	VHF	ø 10 a 2,5 mesiacov	100 %	β102; β377	Kanellopoulos <i>et al.</i> 2006
Švédsko	Gaävleborg a Norrbotten	Borovicovo - smrekový les, boreálny brezovo - vrbový les	326	VHF	> 18 rokov	95 %	β100; β414	Støen 2006
Švédsko	Dalarna, Gaävleborg a Norrbotten	Borovicovo - smrekový les, boreálny brezovo - vrbový les	136	VHF	> 18 rokov	95 %	β 1055; β 217; β 833; β 280	Dahle & Swenson 2003a
Taliansko	Adamello – Brenta	Bukovo - smrekovo - borovicový les	10	VHF	ø 37 mesiacov	100 %	β662,7; β 461,5	Preatoni <i>et al.</i> 2005
Rumunsko	Centrálna a južné Karpaty	Dubovo - bukový les, smrekovo - borovicovo - jedľový les	8	GPS GSM	ø 7 mesiacov	100 %	β850,2; β 2723,5	Pop <i>et al.</i> 2012
Slovensko	Vysoké Tatry	Smrekový les s pásmom kosodreviny a alpínskych lúk	5	GPS GSM		100 %		Lenko 2014



4.5 Skúsenosti z odchyty a imobilizácie medveďa hnedého

Ladislav Molnár & Juraj Ciberej

Od konca 70-tych rokov 20. storočia sa počet medveďov začal veľmi rýchlo zvyšovať, takže Janík *et al.* (1986), Voskár & Budaj (1986) zistili jeho prítomnosť už aj vo východnej časti Volovských vrchov, na Vihorlate, Ondavskej vrchovine a vyslovili presvedčenie, že náš izolovaný západokarpatský areál medveďa sa čoskoro spojí s východokarpatským na Ukrajine.

V polovici 80. rokov sa začalo v TANAP-e s odchytom a následnou imobilizáciou synantropných jedincov a ich premiestňovaním do biotopov, kde hustota medveďov bola nižšia, alebo sa tam nevyskytovali (Nízke Tatry, Ulič-Ublá). V tom čase sme používali tzv. Hellabrunskú zmes. V 1 ml tejto zmesi sa použilo 125 mg hydrochloridu xylazínu a 100 ml hydrochloridu ketamínu. Na remobilizáciu sa používal yohimbin hydrochlorid.

Imobilizácia medveďov v prírode má niektoré špecifiká a môže byť výrazne odlišná ako v zajatí chovaných jedincov.

Radi by sme zhrnuli naše poznatky a skúsenosti, ktoré sme v nedávnej minulosti nadobudli počas imobilizácie medveďov v zajatí a v prírode, ktoré boli realizované za účelom satelitného monitorovania populácie medveďa hnedého na Slovensku.

Medveď sa považuje z pohľadu citlivosti na anestetiká a bezpečnosti celkovej anestézy za relatívne bezproblémové zviera. Avšak pri odchty jedincov v prírode, ktoré môžu byť zranené alebo pod vplyvom stresu, sa musia dodržiavať špecifické bezpečnostné opatrenia, ktoré vyplývajú z potenciálneho rizika útoku medveďa ako dravej šelmy na človeka. Riziko útoku je minimálne, ale nemôže sa v kritických prípadoch vylúčiť, predovšetkým ak zviera bude zasiahnuté z blízkosti bolestivou imobilizačnou strelou. Vo všetkých prípadoch bezpečnosť zabezpečoval v mieste pôsobiaci poľovnícky personál. Šanca zasiahnuť v mnohých prípadoch strelnou zbraňou je limitovaná tým, že medveď sa imobilizuje z relatívne veľmi krátkej vzdialenosti 15 – 25 m, ktorú môže bleskurýchle prekonať. Pokiaľ nie je zviera zranené, je potrebné **zvoliť kombináciu** stacionárneho alebo mobilného chytacieho zariadenia (jednostranného alebo dvojstranného sklopca) s chemickou imobilizáciou. Chemickú imobilizáciu vo voľnosti bez toho, aby medveď bol odchytený do sklopca považujeme za krajnú možnosť zásahu a musia byť na to adekvátne dôvody.



Hlavným špecifikom pri imobilizácii sú sezónne zmeny v hmotnosti medveďa. Na Slovensku sa stretávame s mláďatami vážiacimi 5 – 20 kg, pestúnmi do 60 – 70 kg, dospelými jedincami u samíc 120 – 200 kg a dospelými samcami od 200 – 350 kg. Tieto hmotnosti majú významné sezónne zmeny. Jedinec po hibernácii stráca aj 30 % svojej hmotnosti, na jeseň sa naopak ukladá veľké množstvo zásobného tuku v podkoží, hlavne okolo stehien a chrbta. Tento zásobný tuk môže mať aj 10 – 15 cm hrúbku. Na jar piloerекcia – zježenie srsti, môže budiť dojem oveľa väčšej hmotnosti zvierťa. Odhadovanú hmotnosť, ktorá je potrebná k správne dávkovaniu anestetík, môže zvýšiť „strach v očiach“ imobilizéra. Mali sme prípad, kedy traja skúsení lesníci odhadli 120 kg jedincovi vyše 200 kg.

Zásobný tuk významne znižuje miesto vhodného zásahu imobilizačnou strelou. V chytacích zariadeniach sa javí ideálnym miestom zásah na krk – šiju, kde je menšia šanca, že si strelu s protihrotom dokáže jedinec bleskove vybrať a následne tým poddávkovať anestetikum. V terénnej praxi je imobilizácia vo voľnosti veľmi nebezpečná, jedince sa musia nastreľovať z bezpečnej minimálnej vzdialenosti 20 m, kde u dominantných kusov je šanca okamžitého odstrašujúceho protiútoky veľmi vysoká. Dospelé samce pod tlakom človeka, ktorý vplýva počas akcie na medveďa, môžu byť výrazne agresívne a po zásahu, hlavne v uzatvorených priestranstvách (intravilánoch), okamžite zaútočiť v smere streľby. Ideálnym miestom zásahu strelou sa javí oblasť lopatky v blízkosti ramenného kĺbu, ktorá je dobre osvalená, viditeľná v smere pohybu zvierťa od alebo k strelcovi, taktiež sa v tejto oblasti ukladá minimálne množstvo tuku. Je nutné sa vyvarovať potenciálne chorých, chudých jedincov zásahom na lopatku. Dôvodom je, že k imobilizácii sa používajú relatívne pevné, 3,5 cm dlhé ihly na strelách značky Pneu-Dart. Pri zabodnutí týchto striel do kosti môže dôjsť k úplnému upchatiu, resp. celý obsah injekcie sa nedostane do tela medveďa. Výrobca vyrába moderné 3 portové strely s tromi výstupnými otvormi, ktorých použitie nedoporučujeme práve kvôli podkožnému tuku, do ktorého troj-portová strela môže vpraviť anestetikum do tukového tkaniva, čo spôsobí spomalený nástup účinnosti anestetika.

V súčasnosti z dostupných látok ako najosvedčenejší sa v praxi ukázal prípravok Zoletil (zmes zolazepamu a tyletamínu), ktorý hlavne z dôvodu lyofilizovanej formy môže zabezpečiť vhodnú koncentráciu pri strelách okolo 3 – 5 ml. Použitím prípravku Zoletil 100 v roztoku xylazínu (100 mg.ml⁻¹) dokážeme účinne indukovať anestézu v terénnej praxi na dostatočne dlhú dobu, ktorá je potrebná na manipuláciu s tak nebezpečnou šelmou ako je medveď. Imobilizačné strely (automatické vstrekovacie systémy) sa použili o objeme 3 až 5 ml, v závislosti od veľkosti jedinca. Všeobecne zaužívaná dávka je 2,5 mg tyletamínu + 2,5 mg zolazepamu + 2,5 mg xylazínu na 1 kg živej hmotnosti. V praxi to znamená: Zoletil 50 + 1,25 ml xylazín na 50 kg hmotnosti, Zoletil 100 + 2,50 ml xylazín na 100 kg hmotnosti, 2 x Zoletil 100 + 5,00 ml na 200 kg hmotnosť. Nástup účinnosti u týchto prípravkov je do 5 minút a k medveďovi sa dá bezpečne priblížiť za 20 min. Dĺžka trvania anestézy je 3 hodiny, dĺžka bezpečnej práce s medveďom je 1 – 1,5 hod. Po ukončení práce (nasadení telemetrického obojku, odberu vzoriek krvi, trusu atď.) je potrebné medveďa remobilizovať použitím benzodiazepínu (humánny prípravok Flumazenil). Pri transporte na dlhšie vzdialenosti remobilizácia nie je nutná.

Riziká chemickej imobilizácie medveďa vo voľnosti sú z dôvodu potenciálnej možnosti útoku u poddávkovaného jedinca veľmi vysoké. Takýto veterinárny úkon by mali vykonávať skúsení veterinári lekári. Riziká znásobuje skutočnosť, že imobilizácia sa prevažne vykonáva v noci, keď je slabá viditeľnosť. Preto v každom prípade musíme myslieť na bezpečnosť, vylúčiť prítomnosť náhodných a nežiadúcich osôb. Osobne sa prikláňame k preventívnemu ochrannému odlovu (odchyty a odstrelu) problémových jedincov so zmeneným správaním, ktorých výskyt v prírode aj s ohľadom na značnú početnosť a hustotu populácie, je nežiaduci.

5 OCHRANA A MANAŽMENT A NA SLOVENSKU



VELKÝCH ŠELIEM V EURÓPE





5.1 Legislatívna ochrana veľkých šeliem v Európe a na Slovensku

Vladimír Antal, Jozef Dóczy & Rastislav Rybanič

Z pohľadu **európskej legislatívy** vlk, medveď a rys predstavujú prioritné druhy európskeho významu a na medzinárodnej úrovni sú chránené viacerými dohovormi. V Červenom zozname IUCN sú uvedené, vlk ako „najmenej ohrozený“ (LC – *Least Concern*), medveď ako menej ohrozený (LR – *Low Risk*) a rys do podkategórie „najmenej ohrozený“ (LC – *Least Concern*).

V rámci **Dohovoru o ochrane európskych voľne žijúcich organizmov a prírodných stanovišť** (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*) („Bernský dohovor“) si niektoré štáty uplatnili výhradu z prílohy č. II („V súlade s článkom 22, ods. 1 dohovoru, Slovenská republika si uplatňuje výhradu vo vzťahu k dvom druhom uvedených v prílohe II. Tieto druhy sú vlk dravý (*Canis lupus*) a medveď hnedý (*Ursus arctos*). Dôvodom pre uplatnenie tejto výhrady s ohľadom na stav ochrany týchto druhov v súlade s článkom 6 dohovoru je, že súčasný stav populácie v Slovenskej republike umožňuje reguláciu ich početnosti bez dopadu na prežitie a na funkciu týchto druhov v prírodných ekosystémoch“)¹. V praxi to znamená, že na uvedenom území tieto dva druhy môžu byť lovené, čo však neznamená, že nie sú prísne chránené. Zo signatárskych štátov požiadali o výhradu z prílohy: Bielorusko, Bulharsko, Česká republika, Fínsko, Lotyšsko, Litva, Macedónsko, Poľsko, Slovinsko, Slovensko, Španielsko, Turecko a Ukrajina. Slovenská republika si výhradu na rysa neuplatňuje.

V zmysle **Smernice Rady č. 92/43/EHS z 21. mája 1992 o ochrane biotopov, voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín** (ďalej len „smernica o biotopoch“), si ochrana vlka vyžaduje vyhlásenie osobitných chránených území – príloha II., a je to druh, ktorý si vyžaduje prísnu ochranu – príloha IV (z tejto prílohy platí pre SR geografická výnimka, pričom v národnej legislatíve to znamená, že vlk má uvedenú dobu lovu).

Ochrana medveďa a ryša si vyžaduje vyhlásenie osobitných chránených území – príloha II., a je to druh, ktorý si vyžaduje prísnu ochranu – príloha IV. Podobne ako u vlka ich biotopy sú tu uvedené ako úplne chránené a Slovenská republika je povinná implementovať ustanovenia smernice o biotopoch aj do národnej legislatívy. Čiže pri zásahu do populácie veľkých šeliem (odstrelom, odchytom) v európskej sústave chránených území je potrebné tieto činnosti hodnotiť ako vplyv plánov a projektov na územia sústavy Natura 2000, ktorý vyplýva z článku 6.2, 6.3 a 6.4 smernice o biotopoch.

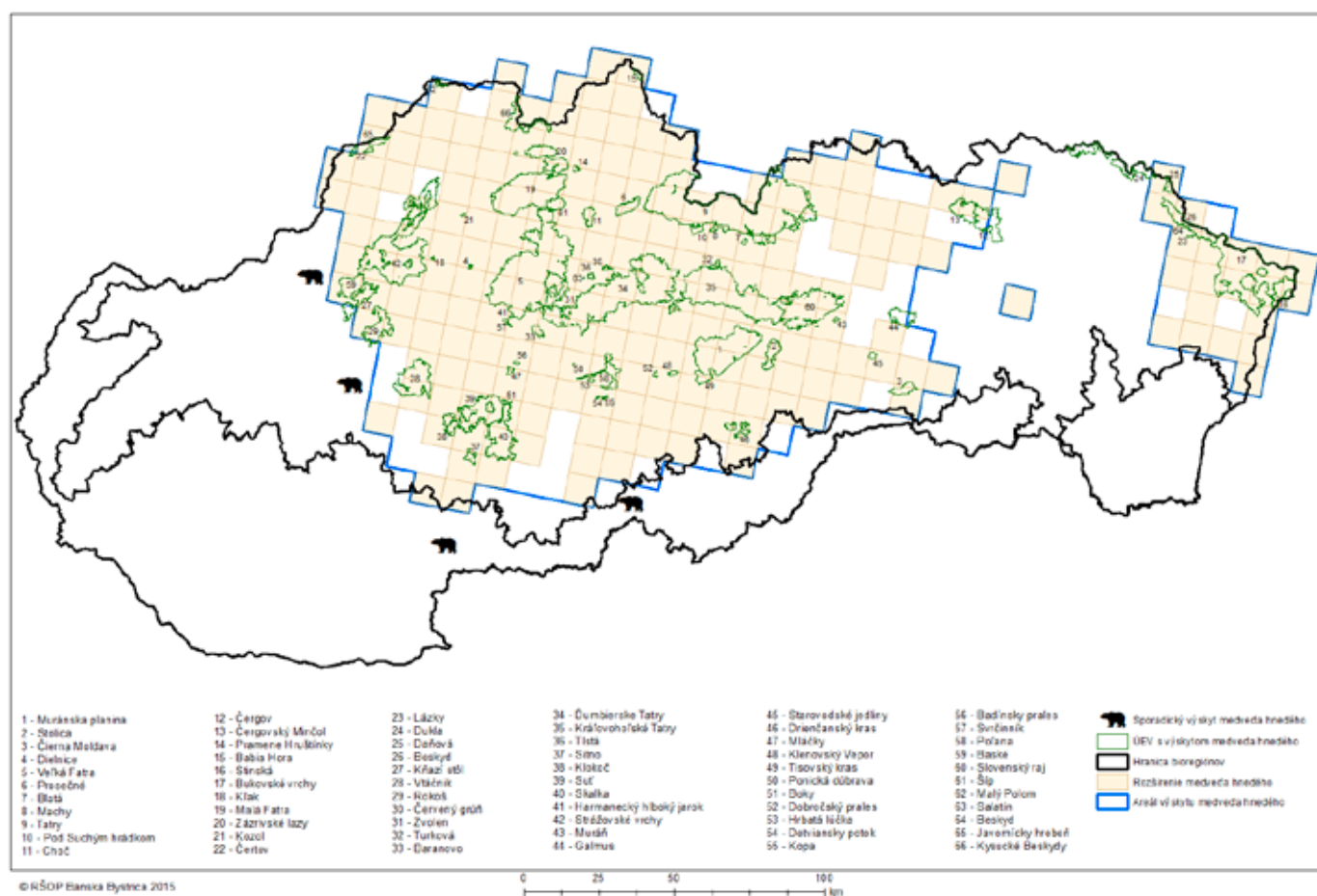
Článok 6, ods. 2): členské štáty podniknú primerané kroky na to, aby sa na osobitne chránených územiach predišlo rušeniu druhov, pre ktoré boli územia označené za chránené, pokiaľ by takéto rušenie bolo podstatné vo vzťahu k cieľom tejto smernice o biotopoch. Rušenie sa preto posudzuje vo vzťahu k stavu ochrany daného druhu. V súlade s článkom 2 ods. 2 smernice o biotopoch sa priaznivý stav ochrany určuje na základe údajov o dynamike populácie, územia prirodzeného pohybu druhu a veľkosti jeho biotopu.

Článok 6, ods. 3): akýkoľvek plán alebo projekt, ktorý priamo nesúvisí s určitou lokalitou alebo nie je pre starostlivosť o ňu nevyhnutný, ale pravdepodobne bude mať na túto lokalitu významný vplyv buď samostatne alebo v kombinácii s inými plánmi a projektmi, bude predmetom primeraného hodnotenia jeho dopadov na lokalitu z hľadiska cieľov ochrany lokality. Z hľadiska záverov hodnotenia dopadov na lokalitu a s ohľadom na ustanovenia v článku 6 ods. 4 príslušné národné orgány schvália tento plán alebo projekt len vtedy, keď zistia, že nebude mať nepriaznivý vplyv na integritu príslušnej lokality a v prípade, že je to vhodné, prihliadnu tiež na stanovisko verejnosti.

Článok 6, ods. 4): ak sa aj napriek negatívnemu hodnoteniu dopadov na lokalitu a neexistencii alternatívnych riešení musí plán alebo projekt realizovať z naliehavých dôvodov prvoradého verejného záujmu vrátane sociálnych a ekonomických dôvodov, členský štát prijme všetky kompenzačné opatrenia nevyhnutné na zabezpečenie ochrany celkovej spojitosti sústavy Natura 2000. O prijatých kompenzačných opatreniach bude informovať Európsku komisiu. Ak sa na príslušnej lokalite vyskytujú prioritné typy biotopov a/alebo prioritné druhy, jediné dôvody, na ktoré je možné prihliadať sú tie, ktoré sa týkajú ľudského zdravia alebo verejnej bezpečnosti, priaznivých dôsledkov prvoradého významu z hľadiska životného prostredia alebo podľa stanoviska európskej komisie (EK) iných naliehavých dôvodoch prevažujúceho verejného záujmu. Tento postup je v praxi ošetrovaný v § 28 zákona č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov (ďalej len „zákon o ochrane prírody a krajiny“). V zmysle žiadosti predloženej na úrad životného prostredia (ŽP), ŠOP SR vyplní formulár o zisťovacom konaní na základe ktorého, činnosť **sa povoľí**, ak nie je predpoklad významných negatívnych vplyvov. V prípade, že existuje predpoklad významných negatívnych vplyvov na územie európskeho významu (ďalej len „ÚEV“), kde veľké šelmy predstavujú predmet ochrany, činnosť **je potrebné posudzovať podľa zákona č. 24/2006 Z. z. o posudzovaní vplyvov** (v zmysle § 18 ods. 12).

Slovenská republika pri vstupe do európskej únie (EÚ) uplatnila geografickú výnimku na vlka, t. j. vlk je zaradený aj v prílohe č. V smernice o biotopoch (Druhy živočíchov a rastlín významné z hľadiska spoločenstva, ktorých odchyt a zber vo voľnej prírode a využívanie môže podliehať určitým regulačným opatreniam), čo znamená, že za určitých podmienok môže byť lovený.

Manažment veľkých šeliem odstrelom podlieha určitým pravidlám a opatreniam, napr. zásah do ÚEV v ktorých veľké šelmy predstavujú predmet ochrany, alebo priamo zásah do populácie veľkých šeliem (odstrel), ktorý by mohol mať negatívny vplyv na ich priaznivý stav, je možný iba z dôvodov, týkajúcich sa zdravia ľudí alebo bezpečnosti verejnosti, alebo priaznivých dôsledkov prvoradého významu pre životné prostredie, alebo z iných naliehavých dôvodov vyššieho verejného záujmu. V tomto prípade je potrebné primerané posúdenie uvedených vplyvov na územia Natura 2000 podľa § 28 zákona o ochrane prírody a krajiny. Pre všetky veľké šelmy boli v rámci Slovenskej republiky vyhlásené ÚEV, kde tieto živočíchy predstavujú predmet ochrany. **Medveď hnedý** má v rámci svojho areálu prirodzeného rozšírenia pre svoju ochranu a ochranu svojich biotopov vylíšených 66 ÚEV s celkovou výmerou 421 598 ha. Priemerná plocha ÚEV je 6 388 ha, pričom najmenšie územie (SKUEV0383 Ponická dúbava) má výmeru len 13 hektárov a najväčšie (SKUEV0307 Tatry) 66 994 hektárov. Zhruba jedna tretina týchto území však svojou výmerou nepredstavuje dostatočnú plochu pre ochranu medveďa, ten tu predstavuje nie prioritný predmet ochrany. Vo všetkých územiach sa však medveď lovil rovnakým spôsobom ako mimo týchto území. Požiadavky zo strany užívateľov poľovných revírov na lov medveďa v ÚEV sú v podstate rovnaké ako mimo nich.



Obr. 1 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu medveda hnedého (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

Tab. 1 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu medveda hnedého (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

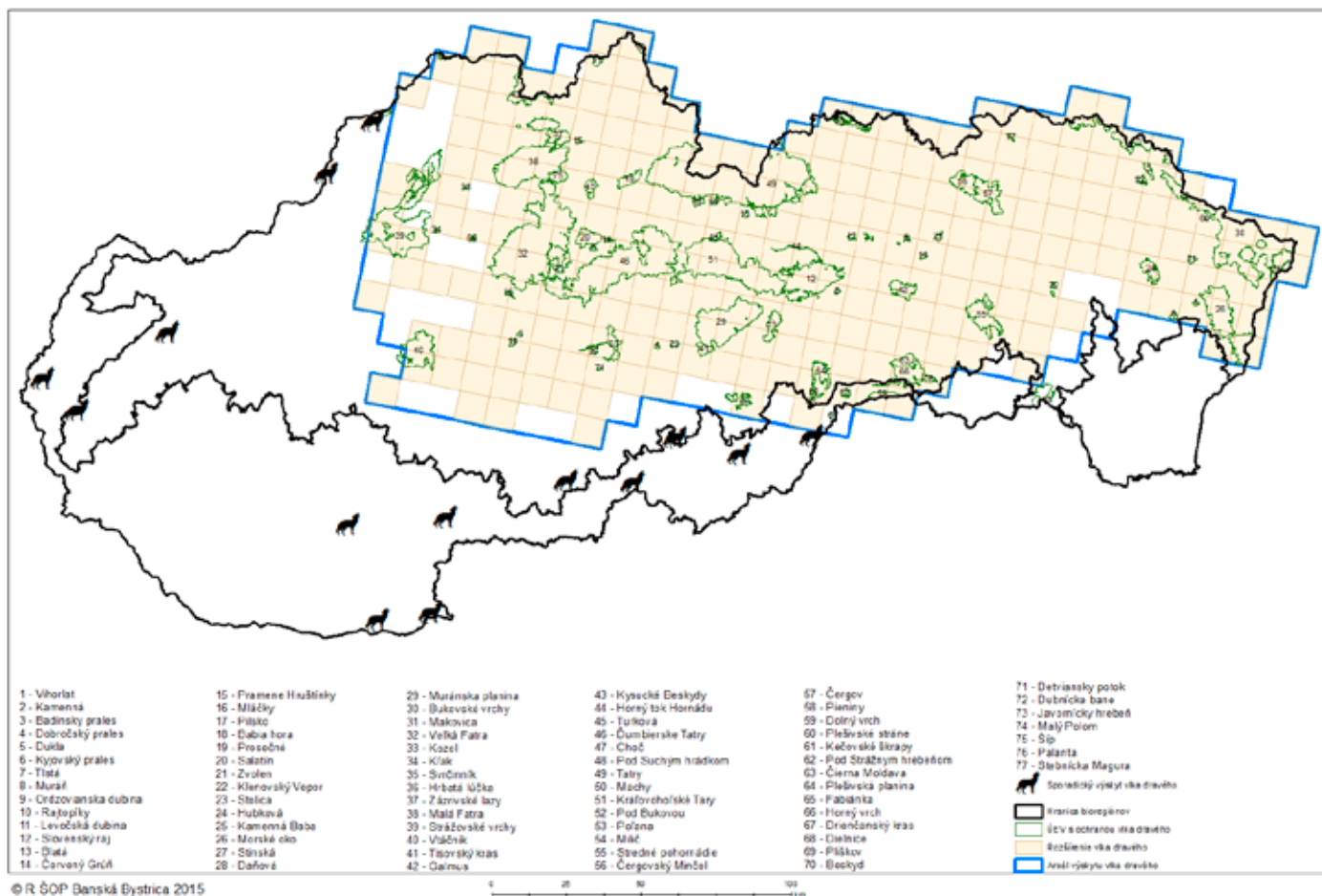
ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)	ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)
1	SKUEV0383	Ponická dúbava*	13,280	34	SKUEV0210	Stinská	1 526,545
2	SKUEV0014	Lázky*	24,742	35	SKUEV0366	Drienčanský kras	1 609,111
3	SKUEV0244	Harmanecký Hlboký jarok*	50,532	36	SKUEV0305	Choč	1 626,544
4	SKUEV0400	Detviarsky potok*	73,166	37	SKUEV0663	Šíp	1 799,213
5	SKUEV1387	Beskyd*	79,001	38	SKUEV0348	Čierna Moldava	1 894,776
6	SKUEV0240	Kľak*	83,372	39	SKUEV0264	Kľoče	2 280,825
7	SKUEV0045	Kopa*	90,542	40	SKUEV0192	Prosečné	2 300,457
8	SKUEV0239	Kozol*	92,873	41	SKUEV0198	Zvolen	2 590,065

9	SKUEV0381	Dielnice*	104,823	42	SKUEV0203	Stolica	2 811,988
10	SKUEV0044	Badínsky prales*	154,019	43	SKUEV0251	Zázrivské lazy	2 928,145
11	SKUEV0308	Machy*	165,818	44	SKUEV0319	Polana	3 071,826
12	SKUEV0245	Boky*	168,043	45	SKUEV0287	Galmus	3 200,108
13	SKUEV0106	Muráň*	178,823	46	SKUEV0197	Salatín	3 345,004
14	SKUEV0249	Hrbatá lúčka*	180,661	47	SKUEV0274	Baské	4 032,551
15	SKUEV0146	Blatá*	185,433	48	SKUEV0275	Kňaží stôl	4 227,032
16	SKUEV0047	Dobročský prales*	203,849	49	SKUEV0331	Čergovský Minčol	4 262,343
17	SKUEV0657	Malý Polom*	208,621	50	SKUEV0387	Beskyd	5 348,588
18	SKUEV0185	Pramene Hruštinky*	217,243	51	SKUEV0128	Rokoš	5 666,979
19	SKUEV0241	Svrčinník*	219,835	52	SKUEV0332	Čergov	6 029,045
20	SKUEV0150	Červený grúň*	245,438	53	SKUEV0048	Dukla	6 860,582
21	SKUEV0058	Tlstá*	292,518	54	SKUEV0288	Kysucké Beskydy	7 117,841
22	SKUEV0200	Klenovský Vepor*	343,033	55	SKUEV0265	Suť	9 041,332
23	SKUEV0102	Čertov*	400,755	56	SKUEV0266	Skalka	9 715,062
24	SKUEV0186	Mláčky*	402,475	57	SKUEV0273	Vtáčnik	10 056,586
25	SKUEV0296	Turková*	403,057	58	SKUEV0112	Slovenský raj	16 864,988
26	SKUEV0344	Starovodské jedliny*	468,675	59	SKUEV0225	Muránska planina	20 257,367
27	SKUEV0189	Babia hora	504,319	60	SKUEV0252	Malá Fatra	22 253,171
28	SKUEV0306	Pod Suchým hrádkom	752,715	61	SKUEV0229	Bukovské vrchy	29 230,778
29	SKUEV0299	Baranovo	861,473	62	SKUEV0256	Strážovské vrchy	29 972,989
30	SKUEV0211	Daňová	898,480	63	SKUEV0310	Kráľovohofské Tatry	30 478,969
31	SKUEV0216	Sitno	935,557	64	SKUEV0302	Ďumbierske Tatry	44 028,462
32	SKUEV0642	Javornický hrebeň	1 352,693	65	SKUEV0238	Veľká Fatra	46 349,422
33	SKUEV0282	Tisovský kras	1 469,366	66	SKUEV0307	Tatry	66 994,270

Výmera SPOLU

421 598,194

Vlk dravý predstavuje predmet ochrany v 79 ÚEV s celkovou výmerou 435 383 ha, pričom priemerná výmera predstavuje 5 511 ha. V územiach s výmerou pod 500 ha je hlavným predmetom ochrany iný druh a vlk je tam uvedený ako sprievodný predmet ochrany. Ide teda o územia veľkosťou rôznorodé a nerovnomerne rozložené v areáli vlka na Slovensku. Minimálna výmera je cca 45 ha (SKUEV0385 Pliškovo) a maximálna cca 66 994 ha (SKUEV0307 Tatry).



Obr. 2 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu vlka dravého (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

Tab. 2 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu vlka dravého (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

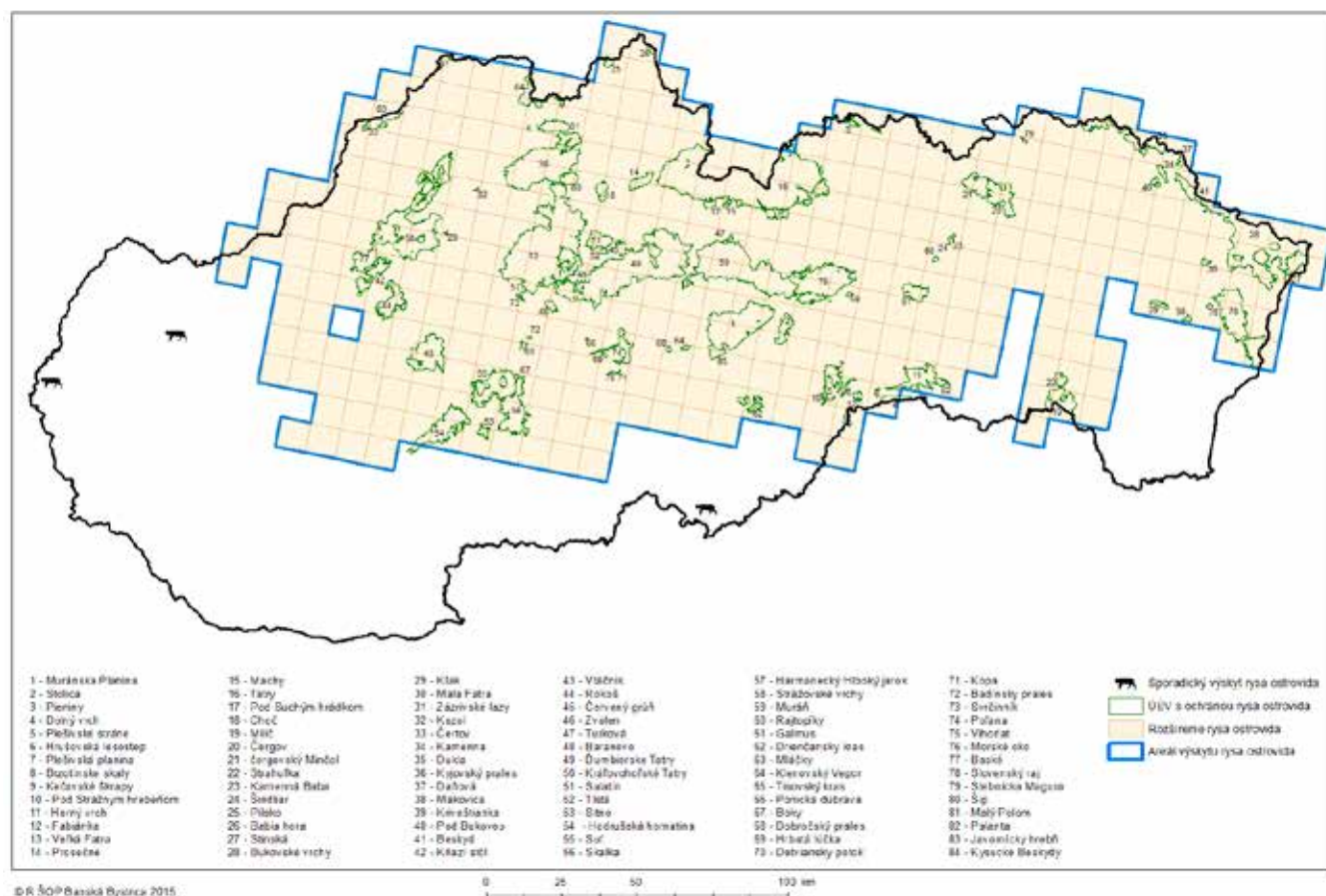
ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)	ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)
1	SKUEV0385	Pliškovo*	45,70	41	SKUEV0211	Daňová	898,48
2	SKUEV0400	Detviarsky potok*	73,17	42	SKUEV0337	Pieniny	1 302,36
3	SKUEV1387	Beskyd*	79,00	43	SKUEV1337	Pieniny	1 334,09
4	SKUEV0240	Kľak*	83,37	44	SKUEV0642	Javornický hrebeň	1 352,69
5	SKUEV0239	Kozol*	92,87	45	SKUEV0282	Tisovský kras	1 469,37
6	SKUEV0381	Dielnice*	104,82	46	SKUEV0210	Stinská	1 526,55
7	SKUEV0044	Badínsky prales*	154,02	47	SKUEV0341	Dolný vrch	1 527,47
8	SKUEV0308	Machy*	165,82	48	SKUEV0366	Drienčanský kras	1 609,11
9	SKUEV0346	Pod Strážnym hrebeňom*	178,40	49	SKUEV0305	Choč	1 626,54
10	SKUEV0106	Muráň*	178,82	50	SKUEV0663	Šíp	1 799,21

11	SKUEV0249	Hrbatá lúčka*	180,66	51	SKUEV0348	Čierna Moldava	1 894,78
12	SKUEV0754	Stebnícka Magura*	184,65	52	SKUEV0192	Prosečné	2 300,46
13	SKUEV0146	Blatá*	185,43	53	SKUEV0198	Zvolen	2 590,07
14	SKUEV0047	Dobročský prales*	203,85	54	SKUEV0205	Hubková	2 792,52
15	SKUEV0657	Malý Polom*	208,62	55	SKUEV0203	Stolica	2 811,99
16	SKUEV0108	Ordzovianska dubina*	216,32	56	SKUEV0353	Plešivská planina	2 860,31
17	SKUEV0185	Pramene Hruštinky*	217,24	57	SKUEV0251	Zázrivské lazy	2 928,15
18	SKUEV0241	Svrčinník*	219,84	58	SKUEV0319	Poľana	3 071,83
19	SKUEV0025	Vihorlat*	229,06	59	SKUEV0287	Galmus	3 200,11
20	SKUEV0401	Dubnícke bane*	241,56	60	SKUEV0197	Salatín	3 345,00
21	SKUEV0150	Červený grúň*	245,44	61	SKUEV0331	Čergovský Minčol	4 262,34
22	SKUEV0109	Rajtopíky*	256,34	62	SKUEV0327	Milič	5 113,02
23	SKUEV0058	Tlstá*	292,52	63	SKUEV0387	Beskyd	5 348,59
24	SKUEV0200	Klenovský Vepor*	343,03	64	SKUEV0356	Horný vrch	6 027,69
25	SKUEV0207	Kamenná Baba*	343,44	65	SKUEV0332	Čergov	6 029,05
26	SKUEV0290	Horný tok Hornádu*	348,47	66	SKUEV0048	Dukla	6 860,58
27	SKUEV0345	Kečovské škrapy*	354,55	67	SKUEV0328	Stredné Pohornádie	7 092,96
28	SKUEV0051	Kyjovský prales*	397,43	68	SKUEV0288	Kysucké Beskydy	7 117,84
29	SKUEV0343	Plešivské stráne*	397,49	69	SKUEV0273	Vtáčnik	10 056,59
30	SKUEV0186	Mláčky*	402,48	70	SKUEV0209	Morské oko	16 007,52
31	SKUEV0296	Turková*	403,06	71	SKUEV0112	Slovenský raj	16 864,99
32	SKUEV0230	Makovica*	441,66	72	SKUEV0225	Muránska planina	20 257,36
33	SKUEV0189	Babia hora	504,32	73	SKUEV0252	Malá Fatra	22 253,17
34	SKUEV0318	Pod Bukovou	537,98	74	SKUEV0229	Bukovské vrchy	29 230,78
35	SKUEV0110	Levočská dubina	600,32	75	SKUEV0256	Strážovské vrchy	29 972,99
36	SKUEV0355	Fabiánka	647,66	76	SKUEV0310	Kráľovoľské Tatry	30 478,97
37	SKUEV0188	Pilsko	701,08	77	SKUEV0302	Ďumbierske Tatry	44 028,46
38	SKUEV0306	Pod Suchým hrádkom	752,72	78	SKUEV0238	Veľká Fatra	46 349,42
39	SKUEV0737	Palanta	758,63	79	SKUEV0307	Tatry	66 994,27
40	SKUEV0043	Kamenná	823,99				

Výmera SPOLU

435 383,44

Rys ostrovid má v rámci európskej legislatívy zabezpečenú ochranu v 85 ÚEV s celkovou výmerou 469 397 ha, pričom priemerná výmera predstavuje 5 522 ha. Aj napriek skutočnosti, že pre rysa boli vylíšené aj ÚEV s menšou výmerou ako 500 ha, často krát sú súčasťou väčších lesných komplexov, čiže poskytujú dobré podmienky a biotopy pre existenciu tejto veľkej šelmy. Aj v tomto prípade ide teda o územia veľkosťou rôznorodé a nerovnomerne rozložené v areáli vlka na Slovensku. Minimálna výmera je cca 7,7 ha (SKUEV 0385 Šindliar), ktorá je však súčasťou veľkého lesného komplexu v blízkosti Levočských vrchov v Prešovskom kraji a maximálna cca 66 994 ha (SKUEV0307 Tatry).



Obr. 3 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu rysa ostrovida (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

Tab. 3 Územia európskeho významu vymedzené pre ochranu rysa ostrovida (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)	ID	Identifikačný kód ÚEV	Názov ÚEV	Výmera ÚEV (ha)
1	SKUEV0320	Šindliar*	7,688	44	SKUEV0326	Strahuľka	1 170,007
2	SKUEV0383	Ponická dubrava*	13,280	45	SKUEV0337	Pieniny	1 302,356
3	SKUEV0352	Hrušovská lesostep*	40,104	46	SKUEV1337	Pieniny	1 334,090
4	SKUEV0244	Harmanecký Hlboký jarok*	50,532	47	SKUEV0642	Javornický hrebeň	1 352,693
5	SKUEV0400	Detviarsky potok*	73,166	48	SKUEV0282	Tisovský kras	1 469,366
6	SKUEV0240	Kľak*	83,372	49	SKUEV0210	Stinská	1 526,545
7	SKUEV0045	Kopa*	90,542	50	SKUEV0341	Dolný vrch	1 527,467
8	SKUEV0239	Kozol*	92,873	51	SKUEV0366	Drienčanský kras	1 609,111
9	SKUEV0044	Badínsky prales	154,019	52	SKUEV0305	Choč	1 626,544
10	SKUEV0308	Machy	165,818	53	SKUEV0663	Šíp	1 799,213

11	SKUEV0245	Boky	168,043	54	SKUEV0192	Prosečné	2 300,457
12	SKUEV0346	Pod Strážnym hrebeňom	178,398	55	SKUEV0198	Zvolen	2 590,065
13	SKUEV0106	Muráň	178,823	56	SKUEV0203	Stolica	2 811,988
14	SKUEV0249	Hrbatá lúčka	180,661	57	SKUEV0353	Plešivská planina	2 860,314
15	SKUEV0754	Stebnícka Magura	184,645	58	SKUEV0251	Zázrivské lazy	2 928,145
16	SKUEV0047	Dobročský prales	203,849	59	SKUEV0319	Poľana	3 071,826
17	SKUEV0657	Malý Polom	208,621	60	SKUEV0287	Galmus	3 200,108
18	SKUEV0241	Svrčinník	219,835	61	SKUEV0197	Salatín	3 345,004
19	SKUEV0025	Vihorlat	229,061	62	SKUEV0274	Baské	4 032,551
20	SKUEV0150	Červený grúň	245,438	63	SKUEV0275	Kňaží stôl	4 227,032
21	SKUEV0109	Rajtopíky	256,336	64	SKUEV0331	Čergovský Minčol	4 262,343
22	SKUEV0058	Tlstá	292,518	65	SKUEV0327	Milič	5 113,016
23	SKUEV0200	Klenovský Vepor	343,033	66	SKUEV0387	Beskyd	5 348,588
24	SKUEV0207	Kamenná Baba	343,443	67	SKUEV0128	Rokoš	5 666,979
25	SKUEV0345	Kečovské škrapy	354,550	68	SKUEV0356	Horný vrch	6 027,690
26	SKUEV0051	Kyjovský prales	397,426	69	SKUEV0332	Čergov	6 029,045
27	SKUEV0343	Plešivské stráne	397,485	70	SKUEV0048	Dukla	6 860,582
28	SKUEV0102	Čertov	400,755	71	SKUEV0288	Kysucké Beskydy	7 117,841
29	SKUEV0186	Mláčky	402,475	72	SKUEV0265	Suť	9 041,332
30	SKUEV0296	Turková	403,057	73	SKUEV0266	Skalka	9 715,062
31	SKUEV0350	Brzotínske skaly	436,288	74	SKUEV0273	Vtáčnik	10 056,586
32	SKUEV0230	Makovica	441,622	75	SKUEV0263	Hodrušská hornatina	10 267,739
33	SKUEV0189	Babia hora	504,319	76	SKUEV0209	Morské oko	16 007,515
34	SKUEV0318	Pod Bukovou	537,980	77	SKUEV0112	Slovenský raj	16 864,988
35	SKUEV0355	Fabiánka	647,655	78	SKUEV0225	Muránska planina	20 257,367
36	SKUEV0188	Pilsko	701,079	79	SKUEV0252	Malá Fatra	22 253,171
37	SKUEV0250	Krivoštianka	708,011	80	SKUEV0229	Bukovské vrchy	29 230,778
38	SKUEV0306	Pod Suchým hrádkom	752,715	81	SKUEV0256	Strážovské vrchy	29 972,989
39	SKUEV0737	Palanta	758,626	82	SKUEV0310	Kráľovohofské Tatry	30 478,969
40	SKUEV0043	Kamenná	823,988	83	SKUEV0302	Ďumbierske Tatry	44 028,462
41	SKUEV0299	Baranovo	861,473	84	SKUEV0238	Veľká Fatra	46 349,422
42	SKUEV0211	Daňová	898,480	85	SKUEV0307	Tatry	66 994,270
43	SKUEV0216	Sitno	935,557				

Výmera SPOLU

469 397,255

Všetky spomínané veľké šelmy sú v zmysle Dohovoru o medzinárodnom obchode s ohrozenými druhmi voľne žijúcich živočíchov a rastlín (CITES) zároveň zaradené do Prílohy II a prílohy A nariadenia Rady č. 338/97 v znení nariadenia komisie (EÚ) č. 1320/2014 z 1. decembra 2014. Európska komisia vytvorila platformu pre koexistenciu medzi ľuďmi a veľkými šelmami (EU Platform on Coexistence between People and Large Carnivores)² a vydala viaceré publikácie, vrátane usmernenia pre manažment populácií veľkých šeliem v Európe³. Aj v rámci skupiny expertov Bernského dohovoru pre veľké šelmy je pozornosť venovaná všetkým veľkým šelmám. Dokumenty sú zverejnené na stránke Bernského dohovoru⁴. Povinnosťou každého členského štátu (vrátane **Slovenska**) je po vstupe do Európskej únie implementovať smernice do národnej legislatívy. Výnimkou nie je ani legislatíva na úseku ochrany prírody a krajiny, poľovníctva a starostlivosti o zver. Z uvedeného dôvodu je ochrana a manažment veľkých šeliem zabezpečovaný v rámci Slovenskej republiky rozdielnym spôsobom podľa druhu veľkej šelmy.

Celoročná ochrana **medveďa hnedého** na Slovensku bola zavedená v roku 1932 vydaním nariadenia z 2. augusta, ktorý do praxe zaviedol a jeho ochrana bola potvrdená vydaním zákona č. 23/1962 Zb. o poľovníctve.

V súčasnosti je medveď celoročne chránený v zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny. Jeho lov (usmrtenie) je možné jedine na základe výnimky Ministerstva životného prostredia SR (MŽP SR) podľa § 40 v súvislosti s § 35 zákona o ochrane prírody a krajiny. Podľa § 35 ods. 1 (chránený živočích) je zakázané medveďa:

- a) úmyselne odchytať v jeho prirodzenom areáli,
 - b) úmyselne zraňovať alebo usmrcovať v jeho prirodzenom areáli,
 - c) úmyselne rušiť v jeho prirodzenom areáli, najmä v období rozmnožovania, výchovy mláďat, zimného spánku alebo migrácie,
 - d) medzidruhovo krížiť,
 - e) držať, prepravovať, predávať, vymieňať alebo ponúkať na predaj alebo výmenu,
- a § 35 ods. 2
- c) poškodzovať alebo ničiť miesta rozmnožovania alebo miesta odpočinku chráneného živočícha v jeho prirodzenom areáli.

Ako bolo uvedené, existujú prípady, kedy táto prísna ochrana neplatí a to ak orgán ochrany prírody, ktorý je príslušný na povolenie výnimky, vopred písomne určí, že činnosť je potrebná na zabezpečenie starostlivosti o chránené druhy, v tomto prípade vybrané druhy živočíchov alebo ich biotopy. Zákaz činnosti podľa § 35 ods. 2 písm. c) neplatí, ak ide o činnosť súvisiacu s vykonávaním činnosti, ktorá

- a) bola povolená v rámci územnej ochrany orgánom ochrany prírody, pričom sa v konaní preukázalo, že činnosť nebude mať negatívny vplyv na populáciu dotknutého druhu a zároveň
- b) na základe výsledku posudzovania vplyvov podľa osobitného predpisu (zákon o posudzovaní vplyvov na životné prostredie) nebude mať negatívny vplyv na predmet ochrany dotknutého územia a v prípade územia podľa § 28 ani na priaznivý stav predmetu jeho ochrany.

Zároveň orgán ochrany prírody môže povoliť výnimku z podmienok ochrany chránených druhov, vybraných druhov živočíchov, len ak neexistuje iná ekonomicky a technicky realizovateľná alternatíva a výnimka neohrozí zabezpečenie priaznivého stavu ochrany populácie dotknutého druhu v jeho prirodzenom areáli. Výnimku v tomto prípade môže povoliť

- a) v záujme ochrany dotknutých druhov alebo ochrany prírodných biotopov,
- b) pri predchádzaní závažných škôd na úrode, hospodárskych zvieratách, lesoch, chove rýb, vodnom hospodárstve a ak sa výnimka nevzťahuje na druhy voľne žijúcich vtákov, aj pri predchádzaní závažných škôd na inom type majetku,
- c) v záujme verejného zdravia alebo verejnej bezpečnosti ľudí a ak sa výnimka nevzťahuje na druhy voľne žijúcich vtákov, aj v záujme iných nevyhnutných dôvodov vyššieho verejného záujmu vrátane tých, ktoré majú sociálny alebo hospodársky charakter a tých ktoré majú priaznivé dôsledky zásadného významu na životné prostredie,
- d) na účely výskumu a vzdelávania, obnovy populácie dotknutých druhov a ich navrátenia do biotopov alebo na ich pestovanie alebo chov v ľudskej opatere nevyhnutný na tieto účely,
- e) na odber, odchyt alebo držbu jedincov v malom počte za prísne kontrolovaných podmienok, na selektívnom základe a v obmedzenom rozsahu.

Podľa poslednej novelizácie vyhlášky MŽP SR č. **24/2003 Z.z. (158/2014 Z.z. účinná od 15. 06. 2014)**, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov (ďalej len „vyhláška MŽP SR č. 24/2003 Z.z.“), je spoločenská hodnota medveďa určená na **3 690 Eur**. Táto spoločenská hodnota medveďa sa však môže zvyšovať až o 300 % uvedenej spoločenskej hodnoty v závislosti od stupňa ohrozenosti, stupňa ochrany územia, v ktorom sa vyskytuje, alebo ak sa vyskytuje len v jednej lokalite alebo vo viacerých izolovaných lokalitách v Slovenskej republike. Za poškodenie chránených živočíchov sa považujú aj rušivé zásahy do ich prirodzeného vývinu, najmä nepovolený odchyt, držba, chov v zajatí, premiestnenie, narušenie rozmnožovania a podmienok na rozmnožovanie, ako aj rušivé zásahy do bezprostredného okolia ich prirodzeného výskytu.

Ochrana medveďa hnedého je na úseku ochrany prírody a krajiny prísna a zabezpečuje komplexnú ochranu tejto veľkej šelmy. V praxi sa však ukazuje, že stav populácie medveďa na Slovensku nevyžaduje až takú prísnu ochranu, nakoľko je jeho hustota populácie vyrovnaná a mierne stúpa.

² http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/carnivores/coexistence_platform.htm

³ Guidelines on population level management of large carnivores in Europe

⁴ http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/bern/carnivores/default_en.asp

Podľa zákona č. 274/2009 Z.z. o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov (ďalej len „zákon o poľovníctve“) je medveď zverou a je zaradený medzi veľké šelmy (príloha č. 1 zákona o poľovníctve).

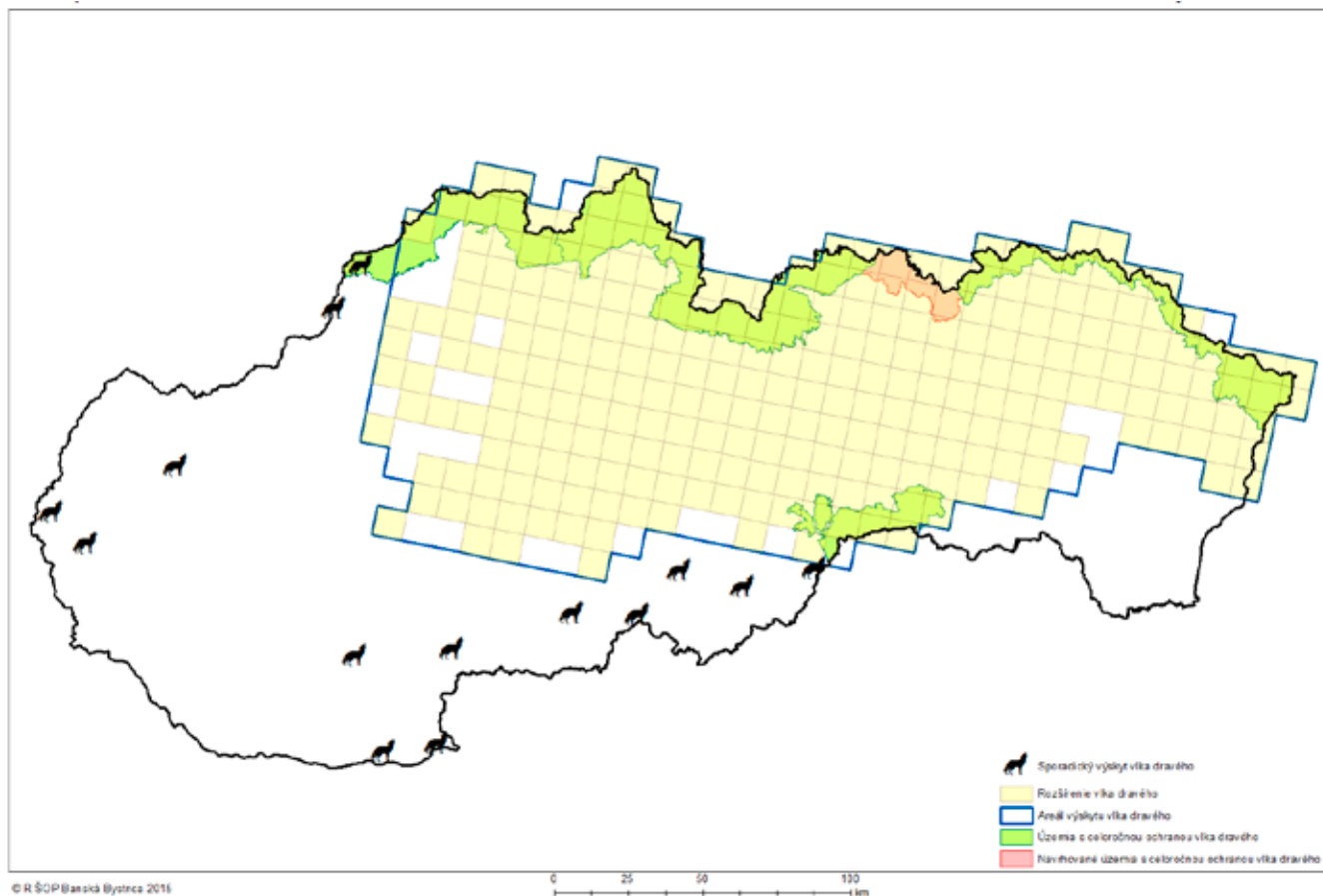
Podobne ako medveď hnedý je **rys ostrovid** celoročne chránený v zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny. Čiže platia na neho všetky ustanovenia zákona ako na medveďa.

Do roku 1975 vlk na Slovensku nebol chránený a lovil sa na celom území štátu. Ani po zavedení jeho čiastočnej ochrany v uvedenom roku neboli osobitne vyhlásené územia pre jeho ochranu. Prvé náznaky ochrany tohto druhu v niektorých oblastiach Slovenska podnikli buď medzinárodné dohovory, ku ktorým Slovensko pristúpilo, alebo požiadavky okolitých štátov.

Podľa vyhlášky MŽP SR č. **24/2003 Z.z.** je:

- vlk dravý zaradený v zozname druhov európskeho významu, druhov národného významu, druhov vtákov a prioritných druhov, na ktorých ochranu sa vyhlasujú chránené územia (príloha č. 4) a v prílohe 6 A ako chránený druh európskeho významu,
- vlka dravého zakázané celoročne chytať, zraňovať, usmrcovať a ničiť jeho obydlia, najmä brlohy s mláďatami na území:
 - a) Národného parku Slovenský kras vrátane jeho ochranného pásma a katastrálnych území obcí Háj, Turňa nad Bodvou, Dvorníky, Hrhov, Jablonov nad Turňou, Zádiel a Včeláre,
 - b) Chránenej krajinej oblasti Kysuce a katastrálnych území Čadca, Horelica, Olešná, Staškov, Turzovka, Oščadnica, Raková, Klokočov, Svrčinovec, Čierne, Skalité v okrese Čadca,
 - c) Chránenej krajinej oblasti Horná Orava, Pieninského národného parku a jeho ochranného pásma, Tatranského národného parku, katastrálnych území Bobrov, Breza, Zubrohlava, Klin, Krušetnica, Mútne, Námestovo, Oravská Jasenica, Oravská Polhora, Oravské Veselé, Rabča, Slanica, Sihelné a Zákamenné v okrese Námestovo a katastrálnych území Trstená, Oravice, Tichá dolina, Čimhová, Hladovka, Liesek, Suchá Hora a Vitanová v okrese Tvrdošín,
 - d) Chránenej krajinej oblasti Východné Karpaty, Národného parku Poloniny a jeho ochranného pásma, katastrálnych území Becherov, Cigelfka, Frička, Gaboltov, Gerlachov, Hrabské, Hutka, Chmeľová, Kurov, Lenartov, Malcov, Nižná Polianka, Ondavka, Petrová, Regetovka, Snakov, Stebnická Huta, Stebník, Varadka, Vyšná Polianka, Nižný Tvarožec a Vyšný Tvarožec v okrese Bardejov a katastrálnych území Kečkovce, Roztoky, Vyšný Mirošov v okrese Svidník,
 - e) pre ktoré ministerstvo pôdohospodárstva neurčí ročnú kvótu lovu vlka dravého.

Na ostatnom území Slovenskej republiky je zakázané ho chytať, zraňovať, usmrcovať alebo ničiť jeho obydlia, najmä brlohy s mláďatami, v období **od 16. januára do 31. októbra** bežného kalendárneho roka (príloha č. 9).



Obr. 4 Prihraničné oblasti s celoročnou ochranou vlka (*Tematické spracovanie ŠOP SR 2014*)

Podľa zákona o poľovníctve je vlk zverou, je zaradený medzi veľké šelmy (príloha č. 1 zákona o poľovníctve) a Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR (MPSR) po dohode s MŽP SR určuje ročnú kvótu lovu vlka dravého na základe návrhov poradných zborov v rámci jednotlivých poľovných oblastí.

Podľa vyhlášky MP SR č. **344/2009 Z. z.**, ktorou sa vykonáva zákon o poľovníctve v znení neskorších predpisov (ďalej len „vyhláška MP SR č. 344/2009 Z. z.“) má vlk dravý určený čas lovu od **01. novembra do 15. januára**, s výnimkou území s jeho celoročnou ochranou, to znamená že obe vyhlášky sú pri ochrane a manažmente vlka zosúladené.

Z uvedeného vyplýva, že do poslednej novelizácie oboch právnych predpisov nebol vývoj územnej ochrany vlka dravého na Slovensku koordinovaný a reagoval najmä na záväzky vyplývajúce pre Slovensko z medzinárodných dohovorov. V dôsledku nekonceptného prístupu je sústava území s celoročnou ochranou vlka veľmi rôznorodá, či už z hľadiska veľkosti, rozmiestnenia v rámci areálu druhu, zachovania migračných koridorov alebo celkovej ochrany, prípadne manažmentu druhu. Na základe tohto nekonceptného prístupu boli v minulosti vyhlasované územia európskeho významu aj s výmerou od cca 70 ha do 500 ha, kde mimo iných bol za prioritný druh určený aj vlk dravý. Tento stav nemožno pokladať za optimálny a žiaduci, pretože na jednej strane nespĺňa požiadavky kladené na ochranu druhu s potrebou využívania veľkého životného priestoru, a na druhej strane veľká malých území roztrúsených v rámci areálu rozšírenia komplikuje manažment populácie. Územná ochrana vlka na Slovensku, je na požiadanie susedných členských štátov ústretová voči spoločným populáciám so susednými štátmi.

Po poslednej novelizácii vyhlášky MŽP SR č. **24/2003 Z. z.** sa už neurčuje spoločenská hodnota vlka dravého, naopak v prílohe k vyhláške MPSR č. 421/2013 Z. z., ktorou sa určuje spoločenská hodnota poľovnej zveri v znení neskorších predpisov je stanovená spoločenská hodnota vlka dravého v hodnote 2 000 Eur. Spoločenská hodnota vlka v zmysle legislatívy na úseku ochrany prírody a krajiny nie je určená, nakoľko je považovaný za tzv. vybraného živočícha a nie určeného živočícha. To znamená, že sa považuje za chránený druh, ale len na niektorých častiach Slovenska a nie na celom území. Na ostatnom území má riadnu dobu lovu.





5.2 Manažment veľkých šeliem v Európe a na Slovensku

5.2.1 Súčasný manažment veľkých šeliem v Európe

Andrea Lešová

5.2.1.1 Ochrana a manažment medveďa hnedého v Európe

Väčšina európskej populácie je prísne chránená. Populácie žijúce na území EÚ sú chránené na základe smernice o biotopoch, kde sú zaradené v prílohe IV. Niektoré krajiny (Švédsko, Fínsko, Estónsko, Bulharsko, Rumunsko, Slovinsko, Chorvátsko a Slovensko) využívajú derogácie podľa článku 16 umožňujúce limitovaný lov medveďa, za presne definovaných podmienok. Medveď je v niektorých štátoch klasifikovaný ako poľovný druh zveri s ročnými kvótami odlovu (Bosna a Hercegovina, Nórsko, do r. 2013 aj Chorvátsko). Vo väčšine krajín existuje nejaký druh manažmentového plánu, akčný plán alebo aspoň manažmentová stratégia pre medveďa. Takéto dokumenty zatiaľ chýbajú v Albánsku, Bosne a Hercegovine, Macedónsku, Čiernej Hore a na Slovensku.

Za najvýznamnejšie ohrozenia sú považované: strata habitatov v dôsledku budovania infraštruktúry, vyrušovanie, nízka akceptácia, nedostatočný manažment, náhodná mortalita a prenasledovanie (Kaczensky *et al.* 2013).

5.2.1.1.1 Manažment medveďa hnedého v karpatskej oblasti

V rumunských Karpatoch žije najsilnejšia európska populácia medveďa hnedého (okrem ruskej) predstavujúca 35 – 40 % celej európskej populácie. Nárast populácie medveďa v **Rumunsku** dosiahol vrchol v 80-tych rokoch 20. storočia, keď bolo evidovaných okolo 7800 jedincov, čo odborníci odhadovali takmer na dvojnásobok optimálneho populačného stavu. Prudký pokles nastal po r. 1990 ako reakcia na vzrastajúce ekonomické škody medveďom a nestabilný politický systém. V súčasnosti je populácia stabilizovaná, odhad populácie predstavuje približne 6 000 jedincov (Chapron *et al.* 2014), priemerne 0,9 jedinca/10 km², čo je stále vysoko nad odhadovaným únosným stavom (okolo 4 000 jedincov) zabezpečujúcim zachovanie prirodzeného charakteru jeho habitatov a minimalizujúcim jeho významný socio-ekonomický vplyv (Anonymous 2005a).

Medveď hnedý je v Rumunsku chráneným a zároveň poľovným druhom zveri. Lov je možný uplatnením derogácie podľa článku 16 Smernice o biotopoch umožňujúcej limitovaný lov medveďa na zabránenie hospodárskym škodám. Poľovnícky manažment medveďa je plánovaný na obdobie 10 rokov osobitne pre jednotlivé poľovnícke celky a je koordinovaný s lesohospodárskym plánovaním, zohľadňuje lokálne špecifiká, spôsob užívania pozemkov, vodné hospodárstvo, ratifikované medzinárodné dohovory súvisiace s poľovníctvom a ochranou prírody. Počty povolení na lov medveďa zohľadňujú úživnosť prostredia pre daný druh, resp. vypočítaný optimálny počet jedincov v danom poľovníckom celku. Odhad početnosti medveďov sa každoročne vykonáva na základe sčítania stôp a priameho pozorovania medveďov počas celého roka v jednotlivých poľovníckych celkoch. V najkvalitnejších habitatoch pre medveďa sa toleruje hranica 2,5 jedinca/10 km² lesnej plochy. Ročný prírastok v podmienkach Rumunska dosahuje 10 – 15 % populácie, čo predstavuje plánovaný lov vo výške približne 600 jedincov ročne (Anonymous 2005a).

Manažment medveďa v Rumunsku je tiež založený aj na kompenzáciách škôd spôsobených medveďom. Ako preventívne opatrenia na zabránenie škodám sa využíva najmä redukovanie počtu medveďov, zabezpečenie dostatku potravy pre medvede, oplatenie a stráženie úrody, prípadne translokácia problémových jedincov. V zmysle poľovníckej legislatívy je povolený odstrel medveďov, ktoré spôsobujú veľké škody na majetku. Povinnosť vykonávať preventívne opatrenia vyplýva pre užívateľov poľovních revírov, ako aj užívateľov poľnohospodárskej pôdy. Ak aj napriek vykonaniu preventívnych opatrení dôjde ku škode, užívatelia poľovních revírov musia platiť kompenzácie v danom poľovníckom celku. Z negatívnych faktorov je lokálne problémom pytlactvo, ostatné antropogénne faktory v súčasnosti nepredstavujú významné riziko (trávenie, doprava).

Cieľom budúceho manažmentu je zachovať stabilný trend populácie medveďa v Rumunsku a zlepšiť najmä vekovú štruktúru populácie. Plánuje sa regulovať prikrmovanie obmedzením množstva, druhu, počtu krmovísk a obdobia prikrmovania medveďov. Má sa obmedziť len na zabezpečenie potravinovej bázy v kritickom období a zníženie hospodárskych škôd. Krmoviská majú svoje opodstatnenie aj pri využívaní na sčítanie medveďov. Jedným z hlavných cieľov ochranárskeho manažmentu rumunskej populácie medveďa je aj udržať jej vysokú genetickú diverzitu, a to predovšetkým dosiahnutím konektivity medzi jednotlivými subpopuláciami (Cotovelea *et al.* 2013).



Súčasný manažmentový plán medveďa hnedého v Rumunsku (Anonymous 2005a) obsahuje nasledovné hlavné aktivity:

- Definovať územie vhodné pre výskyt medveďa hnedého.
- Zhodnotiť vplyv súčasnej a plánovanej dopravnej infraštruktúry na populáciu medveďa a návrh na eliminovanie jej negatívneho vplyvu.
- Legislatívna ochrana medveďa.
- Vytvoriť efektívny systém kompenzácií za škody spôsobené medveďom.
- Zabezpečiť efektívnejšie preventívne opatrenia na elimináciu škôd spôsobených medveďom.
- Znížiť prístup medveďov k odpadkom ako zdroju potravy.
- Iniciovať informačnú a vzdelávaciu kampaň na zlepšenie verejnej mienky o medveďovi.
- Zriadiť systém na možnosť nepretržitých konzultácií na usmerňovanie postupu manažmentových opatrení pre lokálnu populáciu.
- Translokácia alebo eliminovanie problémových jedincov v prípade zlyhania prevencie.
- V určitom období prikrmovať medvede v závislosti od nárokov druhu, rešpektujúc pravidlá vnadenia medveďov.
- Implementácia nového systému monitoringu veľkosti populácie.
- Zriadenie špeciálnych území s rozlohou 30 000 – 40 000 ha s redukovaním antropogénnych vplyvov pre zabezpečenie stabilnej populácie medveďa.

Populácia medveďa hnedého v **Poľsku** má cezhraničný charakter a predstavuje severnú hranicu areálu druhu v Karpatoch. Na území Poľska sa v súčasnosti populácia medveďa hnedého odhaduje na približne 50 (Frackowiak *et al.* 2014) až 80 (Selva *et al.* 2011, Chapron *et al.* 2014) jedincov, aj keď oficiálne štatistiky uvádzajú dvojnásobné hodnoty (Nowak & Mystajek 2013). Druh má status prísnej ochrany. Najväčšími problémami súčasného ochranárskeho manažmentu druhu sú: chýbajúca spoľahlivá metodika monitoringu, nedostatočná koordinácia a komunikácia medzi inštitúciami zodpovednými za manažment medveďa, nedostatok vedeckých poznatkov o biológii, ekológii a ochrane medveďa v podmienkach Poľska, nedostatočná implementácia existujúcej legislatívy a nedostatočná reálna ochrana druhu. Jedným z najväčších nedostatkov ochrany druhu v Poľsku je nedostatočná ochrana vhodných habitatov medveďa, čo súvisí s chýbajúcim územným plánovaním a následnou fragmentáciou biotopov medveďa, stratou vhodných habitatov v dôsledku neplánovanej rozptýlenej výstavby, často v odľahlých oblastiach. Ďalšími problémami sú vyrušovanie medveďov, konflikty spôsobené škodami najmä na včelstvách, a vzrastajúca závislosť od potravy buď zámerne predkladanej medveďom alebo obsiahnutej v odpadkoch (Selva *et al.* 2011). Ciele manažmentového plánu zahŕňajú (Selva *et al.* 2011):

- Ochrana prirodzených habitatov medveďa na území Poľska a ich kvality.
- Predchádzať a riešiť konflikty medzi medveďom a človekom.
- Zabrániť habituácii medveďa a jeho závislosti od potravy predkladanej človekom.
- Minimalizovať škody spôsobené medveďom, najmä na včelstvách.
- Zachovať a zlepšiť konektivitu medzi populáciami v západných a východných poľských Karpatoch.
- Zachovať stabilnú populáciu v severnej časti Karpát v spolupráci so Slovenskom a Ukrajinou.
- Znížiť mortalitu medveďa zapríčinenú ľudským faktorom.
- Zaviesť jednotný a jednoznačný monitorovací program a vytvoriť spoľahlivú databázu údajov o medveďovi.
- Presadiť koordinačné a manažmentové aktivity a informačný tok medzi zainteresovanými sektormi.
- Zlepšiť stav vedeckého poznania druhu v Poľsku.
- Zabezpečiť informovanie verejnosti prostredníctvom prístupných údajov z monitoringu a každoročnými správami.
- Zabezpečiť stálu úzku spoluprácu so Slovenskom a Ukrajinou.
- Pôsobiť na verejnú mienku, podnietiť záujem o medveďa a jeho monitoring.
- Zlepšiť životné podmienky medveďov žijúcich v zajatí.
- Propagovať environmentálne vzdelávanie vo všetkých spoločenských sférach.
- Zabezpečiť implementáciu existujúcej legislatívy a reálnu ochranu medveďa a jeho habitatov.

Okrem uvedených krajín sa karpatská populácia ďalej vyskytuje na **Slovensku** (početnosť a manažment bližšie charakterizované v kapitolách 3.1 a 5.2.2), **Ukrajine** (chýbajú údaje o početnosti a manažmente) a **Srbsku** (Chapron *et al.* 2014 uvádzajú približne 6 jedincov).

5.2.1.1.2 Manažment medveďa hnedého v škandinávskej oblasti

Vo **Švédsku** žije jadro škandinávskej populácie medveďa s početnosťou odhadnutou na približne 3300 jedincov a pozitívnym trendom početnosti (Chapron *et al.* 2014). Na základe výskumu populačnej ekológie a genetických analýz je švédska subpopulácia považovaná za geneticky aj demograficky vitálnu, s vysokou genetickou diverzitou a najvyšším známym populačným rastom (Swenson 2003). Medveď má status chráneného druhu, ale Švédsko využíva derogáciu podľa článku 16 smernice o biotopoch, na základe ktorej môže medveďa naďalej loviť za účelom znižovania škôd. Najväčšie škody medvede spôsobujú predáciou mláďat voľne sa pohybujúcich zdomácnených sobov. Škody na ostatnom dobytku sú pomerne nízke vďaka rozšírenému využívaniu prevencie, najmä elektrických oplôtkov. Za najvýznamnejšie ohrozenie sa považuje negatívny postoj farmárov, čo lokálne vedie k nelegálnemu lovu medveďa. Cieľom ďalšieho manažmentu je udržať populáciu minimálne 1 000 jedincov (Swenson *et al.* 2013).

Populácia v **Nórsku** pozostáva z minimálne 136 jedincov (údaj z r. 2014; Norwegian Environment Agency 2014). Chapron *et al.* (2014) uvádzajú 105, pričom populačný trend je výrazne rastúci (Linnell & Swenson 2013). Väčšia časť patrí do škandinávskej populácie (min. 105 jedincov; Linnell & Swenson 2013), na sever zasahuje karelská populácia s jadrom rozšírenia vo Fínsku. V Nórsku je druh chránený s výnimkou obdobia lovu od 21. augusta do 15. októbra, kedy sa môže loviť do výšky stanovených kvót podliehajúcich zonácii územia. Okrem plánovaného lovu (trofejový lov) sa lovia aj jedince spôsobujúce nadmerné škody. V posledných rokoch sa loví okolo 13 – 18 jedincov ročne, z čoho len 3 – 4 jedince predstavujú plánovaný lov (Linnell & Swenson 2013). Kompenzácie sa hradia za dokázanú škodu na ovciach a polodomácich soboch. Preventívne opatrenia sa vykonávajú ojedinele. Za najvýznamnejšie ohrozenie sa považuje negatívny postoj farmárov, čo v ojedinelých prípadoch vedie k nelegálnemu lovu medveďa. Cieľom manažmentu je dosiahnuť ročný prírastok 13 narodených medveďat, v súčasnosti sa rodí približne polovica z cieľového počtu (Norwegian Environment Agency 2014). Potrebné je zlepšiť prevenciu vzniku škôd na ovciach a soboch (oplocovanie, strážne psy, eliminácia problémových medveďov).

5.2.1.1.3 Manažment medveďa hnedého v dinársko-pindoskej oblasti

Na základe výsledkov genetickej analýzy sa odhaduje početnosť medveďa hnedého v **Chorvátsku** na približne 1000 jedincov (Kocijan & Huber 2008), aj keď skutočná početnosť môže byť ešte vyššia (Knott *et al.* 2014). Medveď v Chorvátsku do r. 2013 patril medzi poľovné druhy s dobou lovu od 2. marca do 30. apríla a od 1. októbra do 15. decembra. Poľovnícke plány sa zhotovovali na obdobie 10 rokov. Poľovnícke plány zohľadňovali lesné hospodárske plány, lokálne podmienky, vodohospodárske plány, územné plány, ratifikované medzinárodné dohovory a dohody súvisiace s poľovníctvom a ochranou prírody. Plán lovu zohľadňoval kapacitu prostredia vyjadrenú odporúčaným počtom jedincov v danom poľovníckom celku. Plánovaný ročný odstrel sa pohyboval medzi 10 – 15 % populácie (približný ročný prírastok). Celé územie bolo rozdelené do 4 kvalitatívnych tried (s rôznou hustotou medveďov) s odporúčeným rôznym rozsahom lovu. V lokalitách, kde výskyt medveďa nie je žiaduci, bol lov povolený neobmedzene. Lov sa uskutočňoval individuálne na vnadiskách počas mesačných nocí. Počty medveďov sa každoročne zisťujú najmä zaužívanými metódami – priamym pozorovaním a stopovaním počas celého roka, uskutočnil sa aj celoplošný monitoring DNA získanej z trusu a srsti zvierat (Kocijan & Huber 2008). Na základe analýzy vhodných habitatov pre medveďa na území Chorvátska bolo za maximálnu možnú početnosť odhadnutých 1 100 jedincov, z toho okolo 900 jedincov predstavuje únosnú hranicu z hľadiska tolerovateľnosti verejnosťou. Za únosnú početnosť v najkvalitnejších habitatoch sa považujú 2 jedince/10 km², kvalita menej úživných habitatov sa môže zvýšiť prikrmovaním.

Poľovnícka legislatíva riešila aj kompenzácie a prevenciu škôd medveďmi. Prevencia pozostáva z regulácie početnosti medveďa v danom poľovníckom celku na únosnú úroveň, poskytovanie dostatku potravy, oplocovanie a stráženie úrody atď. Za vykonávanie preventívnych opatrení sú zodpovední užívatelia poľovníčkových revírov ako aj samotní poľnohospodári. Ak vznikne škoda spôsobená medveďom aj napriek vykonaným preventívnym opatreniam, užívateľ poľovníčkového revíru má povinnosť platiť kompenzácie.

V r. 2013 sa Chorvátsko stalo členom EÚ, čo znamená, že muselo implementovať európsku legislatívu, podľa ktorej je medveď hnedý prísne chránený druh so zákazom plánovaného lovu. Toto sa stretlo s nevôľou laickej aj odbornej verejnosti. Očakáva sa, že doteraz prevažne kladný postoj verejnosti vrátane poľovníkov sa môže zmenou manažmentu medveďa zhoršiť, keďže poľovnícke organizácie doteraz veľkú časť príjmov získavali z poplatkového lovu medveďa, z čoho mali dostatok prostriedkov na vyplácanie kompenzácií poľnohospodárom a iným užívateľom pozemkov, ktorým bola škoda medveďom spôsobená. Je predpoklad, že aj napriek celoročnej ochrane sa časť populácie bude loviť nelegálne, ako je tomu v Slovinsku po zakázaní plánovaného lovu (Knott *et al.* 2014). Dočasným riešením je využívať derogácie podľa článku 16 smernice o biotopoch umožňujúcu limitovaný lov medveďa.

Najvýznamnejším druhom ohrozenia je doprava. Ostatné v minulosti významné ohrozenia v súčasnosti nepredstavujú významné riziko pre chorvátsku populáciu (pytlíctvo, otravy, mínové polia). Otázny je dopad zmeny manažmentu medveďa na jeho ďalší vývoj. Odporúčaný manažment (Anonymous 2005b):

- Prikrmovanie (s cieľom znížiť škody a zlepšiť úživnosť biotopov).
- Ochrana habitatov.

- Narábanie s odpadkami (znemožnenie prístupu do kontajnerov, skládky nebudovať na lokalitách výskytu medveďa).
- Prevencia a eliminácia problémových jedincov (zabraňovať habituácii, predchádzať usmrteniu vodiacej medvedice, plašenie, odstrel).
- Vzdelávanie a osveta.

Dôležité je veľkoplošné poňatie ochrany druhu v celej dinársko-pindoskej oblasti. Ochrana veľkých šeliem je zahrnutá aj v cezhraničnom kooperačnom projekte medzi Chorvátskom, Čiernou Horou a Bosnou a Hercegovinou (Anonymous 2014).

Na územie **Slovinska** zasahuje areál dvoch populácií medveďa hnedého – dinársko-pindoskej (396 – 480 jedincov) a alpskej (5 – 10 jedincov; Chapron *et al.* 2014). Dinársko-pindoská populácia sa nachádza na severnej hranici jej rozšírenia. Populácia sa nachádza v priaznivom stave a dlhodobo nie je predpoklad jej zhoršenia. V pohorí Dináre populácia lokálne dosahuje hustotu až 40 jedincov/100 km², čo je vôbec jedna z najvyšších denzít medveďa hnedého uvádzaných vo svete (Jerina *et al.* 2013). Populácia má v súčasnosti stabilný až vzrastajúci trend početnosti. Predpokladá sa, že populácia už presiahla únosnú kapacitu prostredia a medveď sa stretáva s negatívnym postojom verejnosti, vrátane nelegálneho odstrelu. Zvyšovať stav populácie medveďa nie je v súčasnosti žiaduce. Medveď hnedý patril v Slovinsku do r. 2004 medzi poľovnú zver, od r. 2004 má status chráneného druhu. Lov je možný len za účelom eliminácie škôd, využitím derogácie článku 16 Smernice o biotopoch. Jedným z manažmentových opatrení je aj odstrel jedincov, ktorý podlieha prísnej regulácii založenej najmä na výške škôd. Ročné kvóty na odstrel medveďa sú rozdelené podľa hmotnostných tried (< 100 kg, 100 – 150 kg, > 150 kg), pohlavia a územia (Anonymous 2007).

Z hľadiska vhodnosti habitatov pre medveďa je celé územie Slovinska rozdelené na 4 zóny – centrálna, okrajová, migračná a zóna zriedkavého výskytu medveďov (Anonymous 2007). Tieto zóny predstavujú takmer polovicu územia krajiny a uplatňuje sa v nich rôzny rozsah manažmentu medveďa. Manažment v jednotlivých zónach sleduje odlišné ciele manažmentovej stratégie (ochrana, regulácia na obmedzovanie škôd a konfliktov). Problematický je spôsob manažmentu medveďa v migračnej zóne, kde na jednej strane je snahou vyhovieť požiadavkám okolitých krajín, na druhej strane minimalizovať počty konfliktov medzi medveďom a človekom. Táto zóna sa nachádza v husto zaľudnenom území, ktoré nespĺňa habitatové požiadavky pre medveďa, ktorý síce využíva tieto koridory pomerne často, ale je nereálne očakávať zmenu kvality habitatov tak, aby boli vhodné na trvalé osídlenie medveďmi. Snahou je vytvoriť funkčný biokoridor na prepojenie medzi dinárskou a alpskou populáciou, aj keď realnejšie je pravdepodobne dosiahnuť posilnenie alpskej populácie translokáciou jedincov (Anonymous 2007). Vychádza sa zo skutočnosti, že slovinská populácia sa považuje za jedinu vitálnu populáciu potenciálne vhodnú na rekolonizáciu Álp, kde medveď už takmer vyhynul (Boitani *et al.* 1999).

Zisťovanie početnosti medveďa je na dobrej úrovni a uskutočňuje sa pravidelným sčítaním na trvalých sčítacích bodoch, celoročným pozorovaním, genetickým monitoringom a nepriamo podľa výšky škôd, atď.

Za najefektívnejšie manažmentové opatrenie na ochranu medveďa sa považuje ochrana vhodných habitatov. Najkvalitnejšie habitaty pre medveďa sú zahrnuté do sústavy území siete NATURA 2000 (12 % rozlohy územia). Druhý pilier predstavuje druhová ochrana. Tretí pilier obsahuje opatrenia zamerané na zlepšenie koexistencie medveďa s človekom (preventívne opatrenia proti škodám, kompenzácie).

Na územie **Grécka** zasahujú 2 populácie medveďa – dinársko-pindoská (350 – 400 jedincov) a východobalkánska (okolo 50 jedincov). Obe populácie medveďa v Grécku majú pozitívny trend početnosti (Kaczensky *et al.* 2013). Medveď má v Grécku status prísne chráneného druhu. Škody na hospodárskych zvieratách, poľnohospodárskych plodinách a včelstvách sú evidované pomerne často na celom území výskytu medveďov. Kompenzačný systém je založený na poistení pred škodami spôsobenými šelmami, kompenzácie vypláca Národná farmárska poisťovacia organizácia (ELGA). Na základe vykonanej obhliadky odborne spôsobilou osobou je usmrtený dobytok kompenzovaný v plnej výške trhovej ceny, cena medu sa nehradí, pri poľnohospodárskych plodinách sa kompenzuje strata produkcie. Z preventívnych opatrení sa využívajú najmä elektrické oplôtky a strážne pastierske psy. Z ohrození je najvýznamnejšia mortalita spôsobená priamou činnosťou človeka (nelegálny odstrel, pytlactvo, trávenie, mortalita na cestách) a strata konektivity biotopov v dôsledku budovania dopravnej infraštruktúry (Mertzanis 2013). Cieľom manažmentu je ochrana oboch populácií na území krajiny, zachovanie konektivity medzi zdrojovými populáciami a metapopuláciami na rekolonizovanom území na úrovni štátu, zabezpečenie životaschopnosti metapopulácií, zabezpečenie konektivity cezhraničných populácií na hraniciach s okolitými krajinami (Mertzanis 2013).

Silná subpopulácia medveďa hnedého patriaca k dinársko-pindoskej populácii žije v **Bosne a Hercegovine** (odhad približne 550 jedincov), v Čiernej Hore žije okolo 270 jedincov, **Macedónsku** 160 – 200 jedincov, **Albánsku** 180 – 200 jedincov a **Srbsku** 60 jedincov (Kaczensky *et al.* 2013, Chapron *et al.* 2014). Medzi hlavné ohrozenia v uvedených krajinách patrí nelegálny lov a strata biotopov.





5.2.1.1.4 Manažment medveďa hnedého v karelskej oblasti

Veľkosť fínskej populácie medveďa sa odhaduje na 1 600 – 1 800 jedincov (Chapron *et al.* 2014). Druh je vo **Fínsku** zaradený medzi poľovnú zver, jeho ochranu rieši zákon o poľovníctve. Každoročne sa povoľujú kvóty na lov medveďa. Stanovuje sa 5 kvót v závislosti od manažmentovej zóny (rozdelenie podľa denzity populácie; Ministry of Agriculture and Forestry, Finland 2007). Existujú 2 druhy povolenia v rámci kvót – povolenie na plánovaný manažment populácie (hlavne v zónach s vysokou denzitou a najväčšími škodami) a povolenie na elimináciu problémových jedincov (požiadať o toto povolenie sa môže po celý rok). Výška celkovej kvóty sa priemerne pohybuje na úrovni približne 8 % početnosti populácie (Kojola 2013). Pre fínsku populáciu medveďa má kľúčový význam imigrácia jedincov z Ruska, čo bolo potvrdené genetickou analýzou. Naopak, konektivita medzi karelskou a škandinávskou populáciou je obmedzená, jej zlepšenie by v budúcnosti malo byť jedným z čiastkových cieľov manažmentu druhu (Kopatz 2014).

Malá časť karelskej populácie (min. 46 jedincov; Chapron *et al.* 2014) žije v severnom **Nórsku** (charakteristika manažmentu je uvedená pri škandinávskej populácii).

5.2.1.1.5 Manažment medveďa hnedého v baltskej oblasti

Estónska populácia s početnosťou približne 700 jedincov (Chapron *et al.* 2014) predstavuje najvýznamnejšiu časť baltskej populácie medveďa hnedého. Medveď patrí medzi poľovnú zver, v minulosti sa v Estónsku bežne lovil (Valdmann *et al.* 2001). V súčasnosti Estónsko využíva derogáciu podľa článku 16 smernice o biotopoch, na základe ktorej môže medveďa naďalej loviť za účelom znižovania škôd v poľnohospodárstve. Sezóna lovu medveďa trvá od 1. 8. do 31. 10. V súčasnosti sa neuvažuje s vážnymi ohrozeniami druhu na území Estónska. Cieľom súčasného manažmentu je udržať počet vodiacich medvedíc s ročnými mláďatami na čísle 60, udržiavať priaznivú kvalitu habitatov pre medveďa a podporovať šírenie medveďa juhozápadným smerom (Männil 2013).

Malá časť baltskej populácie sa nachádza aj v **Lotyšsku** (10 – 15 jedincov; Chapron *et al.* 2014), kde má status prísne chráneného druhu.

5.2.1.1.6 Manažment medveďa hnedého vo východobalkánskej oblasti

V **Bulharsku** žije najväčšia časť východobalkánskej populácie medveďa hnedého s počtom jedincov okolo 530 – 590 (Chapron *et al.* 2014), rozdelená do 2 častí, ktoré sú v súčasnosti prepojené. V pohorí Stara Planina sa počet odhaduje na približne 100 – 130 jedincov a v pohoriach Rila a Rodopy 430 – 460 jedincov (Zlatanov & Dutsov 2013). Je potrebné povedať, že tieto odhady nie sú založené na systematickom monitoringu, ide o viac-menej expertné odhady. Na základe genetickej analýzy vzoriek trusu a srsti bola početnosť rilsko-rodopskej populácie odhadnutá na 206 – 334 jedincov (Frosch *et al.* 2014), avšak sami autori pripúšťajú podhodnotenie skutočného stavu v dôsledku nedostatočnej vzorky zozbieraného materiálu. Medveď je v Bulharsku chránený druh s ročnou kvótou mimoriadneho odlovu. Kvóta na lov sa môže povoliť len v prípade, že veľkosť populácie stanovená vedeckou metódou neklesne pod 500 jedincov, populácia dosiahne optimálnu denzitu alebo rastúci trend (Anonymous 2008). Kvóta v sebe zahŕňa všetky legálne aj nelegálne ulovené jedince, mortalitu v dôsledku dopravy alebo iného antropogénneho faktora, vrátane translokácie jedincov z daného územia. Odstrel sa uskutočňuje na jar od 15. marca do 15. mája (len samce) a na jeseň od 15. októbra do 15. decembra (obe pohlavia). Spôsobené škody na dobytku a včelstvách sú kompenzované v plnej výške trhovej ceny za predpokladu preskúmania a potvrdenia škodovej udalosti odbornou komisiou (Zlatanov & Dutsov 2013). Medzi najdôležitejšie ohrozenia patrí zmena drevinového zloženia lesných porastov na ihličnaté (zníženie potravných zdrojov). Veľkoplošný zber plodov má za následok znižovanie potravinnej bázy medveďov, vyrušovanie, ako aj zvýšené riziko útoku medveďa na človeka, čo vedie k zníženiu tolerancie voči tejto šelme verejnosťou a následnému prenasledovaniu. Často dochádza k nelegálnym odstrelom, či už neúmyselným pri love inej zveri, alebo úmyselným ako reakcia na vzniknuté škody (vrátane trávenia). Najmä po vstupe do EÚ v krajine dochádza k rýchlemu rozvoju dopravnej infraštruktúry a vodných stavieb, čo vedie ku kolíziám a fragmentácii habitatov, strate konektivity subpopulácií. Problémom je aj prikrmovanie zveri a nelegálne skládky odpadu, kedy dochádza k habituácii medveďov a strate plachosti (Anonymous 2008). Hlavným cieľom budúceho manažmentu je udržať súčasný stav početnosti a areálu medveďa, ponechať prirodzený vývoj populácie s manažmentom zameraným na zníženie hospodárskych škôd (Zlatanov & Dutsov 2013).

K východobalkánskej populácii patrí aj **grécka** subpopulácia na severovýchode krajiny s odhadovanou početnosťou okolo 50 jedincov (charakteristika manažmentu pri dinársko-pindoskej populácii), a čiastočne **srbská** subpopulácia (približne 2 jedince; Kaczensky *et al.* 2013).

5.2.1.1.7 Manažment medveďa hnedého v kantábrijskej oblasti

V Kantábrijských vrchoch (**Španielsko**) žije autochtónna populácia medveďa hnedého v dvoch izolovaných subpopuláciách s celkovou odhadovanou početnosťou približne 200 jedincov (Chapron *et al.* 2014). Na základe analýzy DNA Pérez *et al.* (2014) odhadli celkovú početnosť oboch subpopulácií v Kantábrijských vrchoch na 223 (183 – 279) jedincov. Vzdialenosť medzi dvoma subpopuláciami je okolo 50 km. Izolácia sa pripisuje antropogénnemu vplyvu, najmä stratou vhodných biotopov (Mateo-Sánchez *et al.* 2014) a vybudovanej dopravnej infraštruktúry (Pacheco 2015). Medveď má v Španielsku status prísne chráneného druhu. Manažment je decentralizovaný a je v kompetencii jednotlivých autonómnych regiónov. Škody spôsobované na dobytku a včelstvách sú v plnej výške kompenzované príslušnými autonómnymi regiónmi. Z preventívnych opatrení sa využívajú najmä elektrické oplôtky na ochranu úľov, na čo prispieva správa autonómnych regiónov. Problémom je pokles genetickej diverzity v dôsledku izolácie kantábrijskej populácie (Mateo-Sánchez *et al.* 2014). Určitým riešením je uskutočniť translokáciu samíc medzi dvoma izolovanými subpopuláciami. Zriedkavo sa vyskytuje aj mortalita spôsobená nelegálnym odstrelom a otravami. Plán budúceho manažmentu je orientovaný prevažne na ochranu najvýznamnejších lesných biotopov, bez stanovenia cieľovej početnosti populácie (Palomero & Blanco 2013).

5.2.1.1.8 Manažment medveďa hnedého v alpskej oblasti

Súčasná alpská populácia medveďa na území **Talianska** nie je autochtónna, pochádza z reštitúcie a v súčasnosti dosahuje početnosť 33 – 36 jedincov s pozitívnym trendom (Chapron *et al.* 2014). Medveď je v Taliansku chráneným druhom. Ohrozenia alpskej populácie vyplývajú z negatívneho postoja verejnosti k medveďovi v dôsledku škôd na majetku a problémových medveďov prenikajúcich do blízkosti človeka za ľahko dostupnou potravou v kontajneroch a skládkach odpadu. Posudzovanie škôd spôsobovaných medveďom na území Álp sú v kompetencii „Forestry and Wildlife Department“ (približne lesný úrad). Po preverení a dokumentovaní škôd sú tieto kompenzované v plnej výške trhovej ceny. Spomínaný úrad poskytuje aj príspevky na preventívne opatrenia (napr. oplotenie, strážne psy). Cieľom manažmentu tejto populácie medveďa je zvýšiť jej početnosť na 60 jedincov a dosiahnuť prepojenie izolovanej alpskej populácie s početnou dinársko-pindoskou populáciou (Kaczensky & Rauer 2013).

V **Rakúsku** sa nachádza niekoľko jedincov patriacich k alpskej populácii, odhaduje sa nepravidelný výskyt približne 5 jedincov pri hraniciach so Slovinskom, Talianskom a Švajčiarskom (Chapron *et al.* 2014). Reštituovaná populácia v centrálnom Rakúsku vyhynula. Medveď patrí v Rakúsku medzi poľovnú zver v ôsmich z deviatich spolkových krajín (okrem Viedne) s celoročnou dobou ochrany. Vzhľadom na nízku početnosť, manažment druhu sa prakticky neuskutočňuje. Kompenzácie za vzniknuté škody nie sú zakotvené v legislatíve, riešia sa na báze dobrovoľnosti, poľovnícke organizácie vzniknuté škody uhrádzajú prostredníctvom poistenia. Problémom je nelegálny odstrel zdokumentovaný v minulosti, negatívny postoj poľovníkov a farmárov.

Cieľom budúceho manažmentu je ochrana druhu a vytvorenie životaschopnej populácie a to so zreteľom na nekonfliktné spolunažívanie s človekom. Podmienkou je vytvorenie vhodných podmienok na prepojenie existujúcich populácií v okolitých krajinách alpského regiónu. Budúci manažment je založený na nasledovných princípoch (Coordination Board for Bear Management in Austria 2005):

- Bezpečnosť obyvateľov krajiny má vždy prioritu pred ochranou medveďa.
- Škody na domácich zvieratách a poľnohospodárskych plodinách je možné redukovať preventívnymi opatreniami. Vzniknuté škody by mali byť kompenzované na základe pravidiel dohodnutých medzi všetkými zainteresovanými stranami.
- Manažment musí byť implementovaný vo všetkých spolkových krajinách.
- Integrovanie záujmových skupín do manažmentu medveďa má zásadný význam.
- Všetky rozhodnutia týkajúce sa manažmentu medveďa musia byť postavené na vedeckých poznatkoch a monitoringu, vrátane prieskumu postoja verejnosti.
- Verejnosť musí byť informovaná o aktuálnej situácii s medveďom a prijatých manažmentových opatreniach. Akceptácia verejnosťou musí byť na vysokej úrovni.
- Medzinárodná spolupráca najmä krajín alpského regiónu musí byť na vyššej úrovni. Nevyhnutná je koordinácia manažmentu medveďa v rámci krajín alpského regiónu vedúca k dlhodobej možnosti migrácie jedincov zo Slovinska do Álp.
- Starostlivosť o kvalitu habitatov a ich konektivitu je kľúčovou úlohou v ochrane medveďa hnedého.

K alpskej populácii patrí aj **slovinská** subpopulácia na severe krajiny s odhadovanou početnosťou okolo 5 – 10 jedincov (charakteristika manažmentu pri dinársko-pindoskej populácii); vo Švajčiarsku v súčasnosti stabilná populácia medveďa nežije (Chapron *et al.* 2014).

5.2.1.1.9 Manažment medveďa hnedého v centrálno-apaninskej oblasti

Takmer celá populácia v centrálnych Apeninách pozostávajúca z približne 37 – 52 jedincov (Chapron *et al.* 2014) sa nachádza v národnom parku Abruzzo (**Taliansko**). Medveď je v Taliansku prísne chráneným druhom. Na území národného parku sú škody spôsobené medveďmi kompenzované z prostriedkov správy národného parku financovanej ministerstvom životného prostredia. Mimo územia národného parku kompenzácie hradia správy príslušných provincií. Škody sú kompenzované len po zdokladovaní a kompenzácie sa vyplácajú v plnej výške trhovej ceny. Príspevky na preventívne opatrenia sú poskytované nepravidelne, bez právneho nároku na ich poskytnutie.

Hlavným problémom manažmentu apeninskej populácie sú chýbajúce údaje o početnosti a trendoch. Doterajšie údaje sú založené len na expertných odhadoch vychádzajúcich zo sčítania stôp na snehu, chýba systém monitoringu. V dôsledku izolácie od alpskej populácie, ktorá trvá 400 – 600 rokov, je genofond apeninskej populácie značne obmedzený (Ciucci & Boitani 2008). Životaschopnosť malej izolovanej populácie je otázná, avšak posilnenie populácie translokáciou jedincov z iných populácií Ciucci & Boitani (2008) považujú za nežiaduce, pretože apeninská populácia je geneticky pomerne vzdialená od ostatných európskych populácií.

Ilegálny odstrel je najvýznamnejším ohrozením apeninskej populácie (Ciucci & Boitani 2008). Je známych viacero prípadov mortality zavinenej človekom, čo nasvedčuje tomu, že ochrana apeninskej populácie nie je dostatočne efektívna vzhľadom na skutočnosť, že ide o veľmi malú izolovanú, a preto veľmi zraniteľnú populáciu. Išlo najmä o náhodný (zámena s premnoženým diviakom) alebo úmyselný odstrel medveďa. Ďalším ohrozením sú svorky túlavých psov, ktoré môžu usmrtiť mláďatá alebo mladé jedince. Okrem toho prispievajú k mortalite hospodárskych zvierat, čo je často pripisované medveďom a má za následok negatívny postoj a opatrenia farmárov vrátane kladenia otrávenej návnady (Ciucci & Boitani 1998). Potenciálne ohrozenie je možné aj prenosom niektorých patogénov (psinka, parvovírus, brucelóza) z dobytky a psov, ktoré v národnom parku zdieľajú veľkú časť biotopov s medveďom (Ciucci & Boitani 2008).

Manažment medveďa v národnom parku vychádzal už od 60-tych rokov minulého storočia z 3 základných priorít – ochrana habitatov, zvýšenie potravinovej ponuky pre medveďa a minimalizácia konfliktov s človekom (prevencia škôd, kompenzácie, manažment problémových jedincov). Za hlavné priority ochrany apeninskej populácie medveďa sa považujú získanie vedeckých poznatkov o veľkosti populácie, demografickom trende a priestorovej distribúcii druhu, ako aj lepšia koordinácia ochranných aktivít (Boitani *et al.* 2005, Ciucci & Boitani 2008). Výhľadovým cieľom súčasného manažmentu apeninskej populácie je zvýšiť jej početnosť do roku 2020 o 25 % a o 50 % znížiť mortalitu zapríčinenú známymi antropogénnymi príčinami (Kaczensky & Rauer 2013).

5.2.1.1.10 Manažment medveďa hnedého v pyrenejskej oblasti

V Pyrenejách na území **Španielska, Francúzska a Andory** žije malá populácia medveďa hnedého, ktorá bola v 90-tych rokoch 20. storočia na pokraji vyhynutia (Chapron *et al.* 2003, Martin *et al.* 2012). Translokáciou 8 jedincov v priebehu rokov 1996 – 2006 zo Slovinska došlo k jej posilneniu a v súčasnosti sa v Pyrenejách vyskytuje 22 – 27 jedincov (Chapron *et al.* 2014). Podľa štúdie Martina *et al.* (2012) únosná kapacita prostredia pre medveďa v Pyrenejách je minimálne 110 jedincov. Medveď má v Španielsku status prísne chráneného druhu. Manažment je decentralizovaný a je v kompetencii jednotlivých autonómnych regiónov (Palomero & Blanco 2013). Škody spôsobované na dobytku a včelstvách sú v plnej výške kompenzované príslušnými autonómnymi regiónmi. Z preventívnych opatrení sa využívajú najmä elektrické oplôtky a strážne ovčiarske psy, na čo prispieva správa autonómnych regiónov. Z ohrození je najvýznamnejšie riziko v nízkej genetickej diverzite spôsobenej malou početnosťou populácie, rozdelením populácie na 2 subpopulácie s absenciou samíc v západnej subpopulácii (Martin *et al.* 2012) a negatívny postoj farmárov. Cieľom ďalšieho manažmentu je posilnenie pyrenejskej populácie o ďalšie jedince v spolupráci s Francúzskom a Andorou (Palomero & Blanco 2013). Chapron *et al.* 2009 in Martin *et al.* 2012) navrhujú populáciu posilniť minimálne o ďalších 13 samíc na dosiahnutie úspešnej záchrany tejto populácie medveďa hnedého.

5.2.1.2 Ochrana a manažment vlka dravého v Európe

Status vlka v krajinách EU je definovaný v smernici o biotopoch, kde je zaradený v prílohách II (vyžaduje vyhlasovanie chránených území pre vlka) a IV (prísna ochrana druhu, s výnimkou podľa článku 16 na lov za presne definovaných podmienok). Výnimkou sú Bulharsko (vlk aj v prílohe V, t. j. môže podliehať regulačným opatreniam), Estónsko, Litva, Lotyšsko a Grécko severne od 39. rovnobežky (iba v prílohe V), Fínsko (vlk nie je v prílohe II, v oblasti chovu sobov je iba v prílohe V), Poľsko, Slovensko a Španielsko severne od rieky Duero (vlk v prílohe V namiesto IV). V nečlenských krajinách Nórska a Švajčiarska je vlk chránený iba Bernskou konvenciou, ktorá vyžaduje akceptáciu akčného plánu pre vlka. Z uvedeného vyplýva, že väčšina krajín môže povoliť určitú formu regulačného lovu vlka.



© R. Siklienka

5.2.1.2.1 Manažment dinársko-balkánskej populácie vlka dravého

V **Albánsku** má vlk status prísne chráneného druhu. Lov je možný len v prípade udelenia výnimky na problematické jedince (svorky), ktoré lokálne opakovane spôsobujú veľké škody na hospodárskych zvieratách. Problémom pri manažmente je nedostatok relevantných informácií o početnosti vlka na území krajiny. V dôsledku častých škôd na hospodárskych zvieratách, pastierskych a strážnych psoch, prevláda negatívny postoj verejnosti voči vlkovi. Neexistuje žiadny systém kompenzácií za tieto škody, preventívne opatrenia sú na slabej úrovni, väčšinou sa uplatňuje tradičný spôsob pasenia za pomoci pastierskych psov. Za hlavné ohrozenia sa považujú ilegálny lov, fragmentácia a strata biotopov (Trajče 2013).

Do r. 2013 patril vlk v **Bulharsku** k poľovným druhom s neobmedzenou dobou lovu, bez stanovenia akýchkoľvek kvót. Ročný odstrel vlka dosahuje pomerne vysokú početnosť, napr. v období 2000 – 2009 bolo ulovených spolu 3890 vlkov, resp. 360 – 440 ročne (Mihaylov & Stoyanov 2012). Neexistuje žiadny konkrétny manažmentový cieľ, okrem udržania životaschopnej populácie druhu na území Bulharska za súčasného minimalizovania škôd na domácich zvieratách. Predácie domácich zvierat, najmä oviec sú častým javom. Keďže vlk patrí medzi poľovnú zver, za škody na hospodárskych zvieratách sú zodpovední užívatelia príslušných poľovných revírov. V praxi systém kompenzácií nefunguje a škody reálne preplácané nie sú. Hlavnými ohrozeniami sú nadmerný lov, strata biotopov a ich konektivity, riziko hybridizácie s túlavými psami, nedostatočná legislatíva a slabá organizácia ochrany druhu (Tzingarska-Sedefcheva 2013).

Vlk má v **Chorvátsku** status prísne chráneného druhu. Každoročne sa povoľuje malá kvóta na odstrel vlkov v problémových územiach. Výška kvóty sa vypočíta ako 15 % z početnosti populácie. Kvóta v sebe zahŕňa aj človekom zavinenú mortalitu za posledných 12 mesiacov. V krajine funguje zásahový tím pre vlka na riešenie mimoriadnych situácií. Na základe vhodnosti biotopov sa považuje za únosnú kapacitu prostredia 500 jedincov, avšak sociálna kapacita (akceptovateľná početnosť verejnosťou vzhľadom na výšku škôd) je len 200 jedincov. Táto hranica je v súčasnosti dosiahnutá, preto sa pristupuje k aktívnemu manažmentu na zachovanie tohto limitu. Škody na hospodárskych zvieratách a poľovnej zveri sú pomerne vysoké. Za usmrtené domáce zvieratá (vrátane psov) sa vyplácajú kompenzácie, avšak až po dôkladnom prešetrení vykonania preventívnych opatrení majiteľom usmrtených zvierat. Farmári však väčšinou nie sú spokojní s výškou kompenzácií a ani časovým plnením, keďže platby prichádzajú s ročným oneskorením. Škody na

poľovnej zveri nie sú kompenzované, s výnimkou zvernicových chovov. Súčasný stav ochrany sa považuje za priaznivý, pri ďalšom náraste populácie je vysoké riziko zvýšeného ilegálneho lovu vrátane otráv. Ďalším ohrozením je potvrdená hybridizácia s túlavými psami (Huber 2013). Na základe genetickej analýzy alpských a chorvátskych vlkov je zrejmé, že chorvátska populácia má veľký význam pre úspešnú rekolonizáciu vlka do východných Álp (Gomerčič *et al.* 2010, Fabbri *et al.* 2014).

V **Grécku** má vlk v súčasnosti status chráneného druhu, avšak nad 39. rovnobežkou sa môže obmedzene loviť. Škody na domácich zvieratách sú veľmi časté, predáciou ohrozované sú najmä kozy a ovce (Iliopoulos *et al.* 2009). Kompenzácie sú preplácané do výšky 90 % trhovej ceny zvierat, okrem psov. Z dôvodu značnej byrokracie pri vybavovaní nahlásených škôd sa predpokladá, že sa posudzuje iba 25 % skutočných prípadov predácie domácich zvierat. Plánuje sa zlepšiť úroveň preventívnych opatrení, najmä využívanie strážnych psov. Prítomnosť psov a pastierov niekoľkonásobne znižuje riziko predácie dobytku (Iliopoulos *et al.* 2009). Ilegálny lov je rozšírený a predpokladá sa, že až 25 % jedincov z lokálnych populácií je každoročne takto usmrtených. Z ohrození sú najvýznamnejšie ilegálny lov a otravy, strata biotopov a ich konektivity, úbytok prirodzenej potravy (Iliopoulos 2013).

V **Srbsku** vlk patrí medzi poľovnú zver s celoročným lovom samcov. V období od 1. júla do 28. februára je možné loviť aj samice a mláďatá. Lov je zakázaný na území Vojvodiny, kde sa už stabilná populácia prakticky nevyskytuje. Cieľom manažmentového plánu je zlepšiť stav poznania srbskej populácie, znížiť škody na hospodárskych zvieratách a zaviesť fungujúci kompenzačný systém. Konflikty s človekom nastávajú pri predácii domácich zvierat a poľovnej zveri. Keďže vlk patrí medzi poľovnú zver, za škody na hospodárskych zvieratách sú zodpovední užívatelia príslušných poľovných revírov. V praxi systém kompenzácií nefunguje a škody reálne preplácané nie sú. Z tohto dôvodu je snahou užívateľov poľovných revírov maximálne redukovať stavy vlkov. Za najvýznamnejšie ohrozenia sú považované nedostatok informácií o srbskej populácii, nedostatočná štruktúra ochrany vlka, prenasledovanie vlka v chránených územiach, strata biotopov a vyrušovanie vlka v ich prirodzenom prostredí (Paunovic 2013).

V **Slovinsku** je vlk prísne chránený, s výnimkou malého počtu jedincov, ktoré sa povoľujú loviť na minimalizovanie škôd na hospodárskych zvieratách. Ochrana sa zameriava na redukovanie rizika hybridizácie s túlavými psami, elimináciu ilegálneho lovu a lepšiu akceptáciu vlka verejnosťou. Predácia hospodárskych zvierat sa vyskytuje pomerne často, škody sú preplácané v plnej výške trhovej ceny, čo je na druhej strane kritizované, lebo nemotivuje chovateľov k zavádzaniu preventívnych opatrení. Aj keď chovateľ musí preukázať určitú ochranu pred vlkom na získanie kompenzácií, tieto opatrenia sú väčšinou neúčinné. Z ohrození je najvýznamnejší ilegálny lov, slabá kapacita manažmentových štruktúr (Skrbinšek 2013).

5.2.1.2.2 Manažment karpatskej populácie vlka dravého

Vlk má v **Rumunsku** status chráneného druhu, avšak limitovaný lov je možný využívaním derogácie podľa článku 16 smernice o biotopoch. Hlavným zdrojom konfliktov medzi populáciou vlka a človekom je predácia hospodárskych zvierat a poľovnej zveri. Systém kompenzácií za škody spôsobené vlkom na domácich zvieratách sa uplatňuje, oproti minulosti sa zlepšilo zabezpečovanie prevencie (elektrické oplôtky, strážne psy). Populácia v súčasnosti nečelí závažným ohrozeniam, k najvýznamnejším patrí fragmentácia biotopov spôsobená rozvojom infraštruktúry. Pytliactvo v súčasnosti nepredstavuje vážnejšiu hrozbu pre populáciu vlka, aj keď každoročne sa eviduje niekoľko prípadov nelegálneho lovu a používania otrávenej návnady (Lonescu 2013).

V **Poľsku** má vlk status prísne chráneného druhu a je zaradený medzi druhy vyžadujúce aktívnu ochranu. V okruhu 500 m od brlohu s mláďatami je možné vyhlásovať aj chránené zóny v období od 1. apríla do 31. augusta, čo sa však v praxi reálne využíva zriedka (Nowak & Mysławek 2013). Priaznivý stav vlka sa definoval na úrovni 1400 jedincov, čo je niekoľkonásobne viac ako je veľkosť súčasnej populácie. Približne 25 % územia habitatovo vhodného pre vlka patrí do sústavy chránených území NATURA 2000, kde je vlk dravý predmetom ochrany. Na základe spolupráce so slovenskou stranou bolo vyhlásené územie s vylúčením lovu vlka v pohraničnej zóne. Systém kompenzácií za škody spôsobené vlkom na domácich zvieratách je dobre fungujúci. Pri opakovaných škodách na hospodárskych zvieratách štát môže na základe žiadosti udeliť výnimku na povolenie odlovu vlkov, avšak v priemere ide o menej ako 1 jedinca za rok (Nowak & Mysławek 2013). Medzi najvýznamnejšie ohrozenia patrí fragmentácia biotopov a strata ich konektivity v dôsledku budovania dopravnej infraštruktúry, vyrušovanie vlkov ľudskou činnosťou, pytliactvo, dopravná mortalita a lov vlkov v susedných krajinách (Jędrzejewski *et al.* 2005, Gula 2006).

V **Česku a Maďarsku** sa vlk vyskytuje len ojedinele, v oboch krajinách je prísne chránený. Na umožnenie migrácie zo Slovenska boli vybrané územia v pohraničnej oblasti v Česku aj Maďarsku vyhlásené za zóny s celoročne vylúčením lovu vlka.

5.2.1.2.3 Manažment iberskej populácie vlka dravého

V **Španielsku** je populácia vlka severne od rieky Duero nechránená (podlieha určitým regulačným opatreniam) v zmysle prílohy V smernice o biotopoch a populácia južne od rieky Duero je chránená v zmysle prílohy II a IV smernice o biotopoch. Táto populácia

však môže byť aj lovená uplatnením derogácie článku 16 smernice o biotopoch na prevenciu škôd na hospodárskych zvieratách. Manažment populácie vlka je plne decentralizovaný. V autonómnych regiónoch sú vydávané osobitné rozhodnutia ohľadom manažmentu populácie vlka, monitoringu, výskumu ako aj ohľadom systému kompenzácií škôd na hospodárskych zvieratách. V rámci národného manažmentového plánu pre ochranu a manažment populácie vlka z roku 2005 existujú všeobecné odporúčania pre celú krajinu. Cieľom je obnoviť a chrániť iberskú populáciu, kde je to ekologicky a sociálne realizovateľné. Medzi najvýznamnejšie ohrozenia môžeme zahrnúť fragmentáciu biotopov hlavne v dôsledku dopravnej infraštruktúry, hybridizáciu so psami (podľa genetického prieskumu iberskej populácie 4 % vzoriek jedincov boli hybridy), negatívny postoj vidieckeho obyvateľstva k vlkom, ilegálny lov, rozkol medzi vedou a manažmentom. Systém kompenzácií závisí od regiónov, preplácajú sa buď všetky škody, alebo len farmárom, ktorí mali svoj dobytok poistený (Blanco 2013).

V **Portugalsku** je vlk celoročne chránený druh. V súčasnosti nie je vytvorený manažmentový plán a ani zonácia v manažmente populácie vlka. Konflikty s človekom vychádzajú z predácie vlkov na hospodárskych zvieratách. Systém kompenzácií je založený na preplácaní škôd na zdokumentovaných stratách na hospodárskych zvieratách. Medzi najzávažnejšie ohrozenia populácie vlka v Portugalsku patria ilegálny lov, choroby, hybridizácia so psami (Godinho *et al.* 2011), fragmentácia biotopov, nízka akceptácia vlka v dôsledku škôd na hospodárskych zvieratách a poľovnej zveri, izolácia časti populácie južne od rieky Duero (Álvares 2013).

5.2.1.2.4 Manažment baltickej populácie vlka dravého

Vlk je **Estónsku** zahrnutý do zoznamu poľovnej zveri s dobou lovu od 1. 11. do 28. 02. Národný manažmentový plán v Estónsku je založený na udržaní ročného reprodukčného prírastku 15 – 25 jedincov, udržaní rovnomernej populácie v priaznivých habitatoch, v zónácii habitatov na okresy s rôznym poľovníckym tlakom: smerovať populáciu vlka ďalej od poľnohospodárskej krajiny a chrániť ju v prirodzených habitatoch, redukovat škody na hospodárskych zvieratách. V rámci manažmentových opatrení je potrebná aj kooperácia so susedným štátom - Lotyšskom, ktorá je založená na pravidelnom zbieraní informácií o manažmente vlka a v rámci výskumu so zameraním sa hlavne na genetický výskum baltickej populácie vlka. Zdrojom častého konfliktu s človekom je predácia hospodárskych zvierat (hlavne oviec) a poľovnej raticovej zveri. Od roku 2007 škody na hospodárskych zvieratách sú kompenzované štátom. Momentálne nie sú známe významné ohrozenia pre ohrozenie priaznivého stavu populácie vlka a ani sa nepredpokladajú v blízkej budúcnosti. Stále však existujú niektoré potenciálne ohrozenia (nízka akceptácia vlka v dôsledku škôd na hospodárskych zvieratách a poľovnej raticovej zveri) (Männil 2013).

V **Lotyšsku** má vlk status chráneného druhu, ale zároveň môže byť do limitovaného počtu (200 jedincov ročne) lovený v rámci plánovaného/trofejového odlovu a na ochranu hospodárskych zvierat. Poľovnícka sezóna vlka je stanovená od 15. júla do 31. marca. Hlavným dôvodom na lov vlka je neakceptácia vlka ako predátora poľovnej zveri. Poľovanie na vlka nie je len manažmentovým opatrením ale aj poľovníckou tradíciou. Škody na domácich zvieratách sú skôr lokálne, systém kompenzácií za škody na hospodárskych zvieratách nebol doposiaľ implementovaný. V súčasnosti neexistujú explicitne vymenované ciele pre populáciu vlka v Lotyšsku. Medzi najdôležitejšie ohrozenia patrí nízka akceptácia poľovníkmi, fragmentácia populácie, obmedzená inštitucionálna kapacita pre monitoring (Ozolins 2013).

V **Litve** má vlk status chráneného druhu, s potenciálnou možnosťou lovu v období od 15. októbra do 1. apríla. Cieľom manažmentu je udržať optimálnu veľkosť populácie približne na úrovni 250 jedincov, maximálne 400 jedincov. Lov by ročne nemal presiahnuť 20 % populácie. V súčasnosti sa vlk nesmie loviť iba v prírodných rezerváciách, v chránených územiach s nižším stupňom ochrany je lov možný. Aj napriek tomu, že vlky spôsobujú značné škody na domácich zvieratách, neexistuje žiadny systém kompenzácií. Z ohrození je najvýznamnejšia fragmentácia biotopov v dôsledku budovania dopravnej infraštruktúry (Balčiauskas 2008), ilegálny lov, slabá kapacita manažmentových štruktúr, nedostatok informácií o národnej populácii a odlišný manažment v okolitých štátoch (Chapron 2013).

5.2.1.2.5 Manažment populácie vlka dravého na apeninskom polostrove

Vlk má v **Taliansku** status prísne chráneného druhu. Žiadny manažment druhu sa v súčasnosti nevykonáva, aj keď formálne plán starostlivosti existuje (Boitani & Marucc 2013). Škody na hospodárskych zvieratách sú pomerne veľké. Kompenzačná politika sa regionálne líši, je považovaná za nefunkčnú a existujú príliš nákladné opatrenie na riešenie problému predácie domácich zvierat (Boitani *et al.* 2010). Uvedení autori považujú „ex-post“ systém kompenzácií za neúčinný vo vzťahu k vzniknutým škodám, pretože samotným škodám nepredchádza a má za následok zľú akceptáciu predátorov zo strany farmárov. Toto manažmentové opatrenie odporúčajú len v regiónoch so sporadickým výskytom vlkov, v regiónoch s vysokou hustotou populácie má väčší význam prevencia. Ilegálny lov je pomerne častý, dosahujúci lokálne aj 20 % tamojšej populácie. Za najvýznamnejšie ohrozenie sa preto považuje pytliactvo, najmä používanie otrávených návnad. Problémom je aj vzrastajúca hybridizácia s túlavými psami (Boitani & Marucc 2013).





5.2.1.2.6 Manažment škandinávskej populácie vlka dravého

Vo **Švédsku** je vlk chráneným druhom, s výnimkou obmedzeného lovu na minimalizáciu škôd na hospodárskych zvieratách. Národným cieľom bolo znížiť populáciu na 180 jedincov, Európska komisia však odporučila ako dlhodobý cieľ manažmentu optimálnu veľkosť populácie 500 jedincov. Konflikty spočívajú v predácii poľovnej zveri a sobov, pričom vlky pravidelne ročne usmrťia aj niekoľko poľovných psov. Z hľadiska manažmentu vlka a ochrany sobov je územie krajiny rozdelené na zóny s rôznymi manažmentovými cieľmi. Vzhľadom na pôvod švédskej populácie (reštitúcia translokáciou 5 jedincov) a obmedzený genetický tok z okolitých štátov, prejavuje sa vplyv inbrídingu, a to najmä na nižšej natalite a zapojenosti jedincov do reprodukcie. Na dosiahnutie priaznivej genetickej diverzity by mala populácia teoreticky dosahovať veľkosť až 500 – 1000 jedincov, čo je nereálne (Laikre *et al.* 2012). Odhaduje sa, že minimálne polovica celkovej mortality je zapríčinená pytliačvom a jeho podiel na regulácii populácie je zásadný (Chapron 2013).

V **Nórsku** je vlk chráneným druhom, avšak môže sa obmedzene loviť v zmysle zonácie krajiny za účelom trofejového lovu, ako aj regulačného lovu na elimináciu škôd na domácich zvieratách. V tzv. „vlčích zónach“ je lov povolený od 1. januára do 15. februára, mimo nich od 1. októbra do 31. marca. Ročné kvóty na odlov vlka závisia od výšky škôd, ročne sa odloví približne 10 jedincov, z čoho približne polovica pripadá na trofejový lov, zvyšok na operatívne zásahy pri nadmerných škodách. Konflikty pramenia z predácie oviec, poľovných psov, kompetície o poľovnú zver s poľovníkmi, všeobecnej netolerancie vlka vidieckym obyvateľstvom. Predpokladá sa, že pytliačvo je bežne rozšírené. Podobne ako pri švédskej populácii, vplyv inbrídingu sa prejavuje aj v tejto časti škandinávskej populácie (Linnell & Brørseth 2013).

5.2.1.2.7 Manažment karelskej populácie vlka dravého

Vo **Fínsku** patrí vlk medzi poľovnú zver. Keďže súčasná legislatíva EÚ neumožňuje regulačný lov vlka ako manažmentové opatrenie, lov je povolený len ako opatrenie na predchádzanie škodám na hospodárskych zvieratách (polodomácich sobov). V oblasti s chovom sobov väčšinou nie je lov limitovaný (môže byť stanovená kvóta), pre ostatné územie sa na lov vlka stanovuje kvóta. Okrem toho polícia môže odstrelíť vlky túľajúce sa v blízkosti ľudských obydlií. Podľa manažmentového plánu (Anonymous 2006) pre vitalitu populácie je postačujúci ročný prírastok 20 mláďat, za predpokladu fungujúcej konektivity s ruskou populáciou. Na základe neskorších výskumov sa však zistilo, že migrácia medzi oboma populáciami je nedostatočná, preto sa ciele manažmentu prehodnocujú. Systém kompenzácií funguje na princípe náhrad plnej výšky škôd. Vzhľadom na to, že predácia mláďat sobov sa prakticky nedá dokumentovať, vypočíta sa podľa veľkosti čriedy a priemernej hodnoty predácie. Dospelé soby sa musia zdokumentovať na základe ich kadáverov. Okrem škôd na polodomácich soboch sú pravidelne predované psy a veľmi negatívne je vnímaný aj predačný tlak na losy a divožijúce soby. Z ohrozenia sú najvýznamnejšie pytliačvo a znižujúca sa genetická diverzita v dôsledku znižovania veľkosti populácie (Kojola 2013).

5.2.1.2.8 Manažment alpskej populácie vlka dravého

Vo **Francúzsku** je vlk celoročne chráneným druhom živočicha. Manažment môže byť prijatý len na základe uplatnenia článku 16 smernice o biotopoch na predchádzanie závažných škôd na hospodárskych zvieratách. Monitoring alpskej populácie vlka je koordinovaný spolu s Talianskom. Medzi najvýznamnejšie ohrozenia vo Francúzsku sú označované dopravné kolízie a pytliačvo. Systém kompenzácií škôd je nastavený, preventívne opatrenia, ktoré sa aplikujú sú elektrické oplôtky a strážne psy (Marboutin 2013).

Vo **Švajčiarsku** je vlk prísne chráneným druhom. V prípade nadmerných škôd je možné žiadať výnimku na odstrel problémových jedincov. V r. 2009 alpské krajiny podpísali dohovor s označením WISO (*Wildlife and Society*), zameraný na vypracovanie spoločnej stratégie manažmentu alpskej populácie vlka (aj rysa a medveďa). Systém kompenzácií za škody poskytuje 100 %-nú náhradu za hospodárske zvieratá ulovené vlkom (ovce, kozy), pričom 80 % z tejto sumy hradí štát, zvyšných 20 % správa príslušného kantónu. Z preventívnych opatrení sa uplatňujú elektrické oplôtky, strážne psy, a stráženie pastiermi, na čo štát finančne prispieva. Najvýznamnejšími ohrozeniami sú nízka akceptácia vlka zo strany poľovníkov a farmárov a s tým súvisiaci potenciálny ilegálny odstrel (von Arx & Manz 2013).

5.2.1.2.9 Manažment populácie vlka dravého stredoeurópskych nížin

Vlk má v **Nemecku** status chráneného druhu, v Sasku patrí medzi poľovnú zver s celoročnou ochranou. Cieľom manažmentu je ponechanie populácie na prirodzený vývoj vo vhodných biotopoch. Nosná kapacita prostredia bola odhadnutá na približne 440 jedincov. V porovnaní s inými krajinami Európy sú škody na domácich zvieratách menšie, na nížinách sú väčšinou dobre zabezpečené preventívne opatrenia. Keďže v Nemecku je manažment šeliem decentralizovaný, kompenzácie sa nevyplácajú vo všetkých spolkových krajinách s výskytom vlka. Hlavným ohrozením je negatívny postoj poľovníckej verejnosti k vlkom, čo je dôvodom na nelegálny lov, fragmentácia biotopov, strata konektivity biotopov, dopravná mortalita (Reinhardt 2013).

Manažment vlka v **Poľsku** je uvedený pri karpatskej populácii.

5.2.1.2.10 Manažment populácie vlka dravého v Sierra Morena

Celá izolovaná populácia v oblasti Sierra Morena (**Španielsko**) je prísne chránená. V súčasnosti sa v oblasti vyskytuje pravdepodobne iba 1 svorka (Chapron *et al.* 2014), ale monitoring vlkov v tejto oblasti je dosť problematický, keďže nie je možné využiť na stopovanie sneh (Blanco & Cortés 2012). Vzhľadom na veľmi malú početnosť a izolovanosť populácie je najväčším ohrozením vplyv inbrídingu a pytlíctvo, ktoré môže mať už pri ulovení malého počtu jedincov pre populáciu fatálne následky. Populácia sa preto považuje za veľmi blízko vyhynutiu (Blanco 2013).

5.2.1.3 Ochrana a manažment rysa ostrovida v Európe

Väčšina populácií je prísne chránená, v členských krajinách EÚ v zmysle smernice o biotopoch, s výnimkou Estónska. Švédsko, Lotyšsko a Fínsko využívajú derogácie podľa článku 16 smernice o biotopoch umožňujúcu limitovaný lov rysa. V Nórsku je rys zaradený medzi poľovnú zver s ročnými kvótami na odlov.

Rys spôsobuje vo väčšine krajín nevýznamné škody na hospodárskych zvieratách. Významné škody sú evidované v dvoch severských populáciách – škandinávskej a karelskej. V ostatných oblastiach areálu druhu sú predmetom konfliktu najmä škody na poľovnej raticovej zveri (Kaczensky *et al.* 2013). Z tejto skutočnosti vyplýva aj najvýznamnejšie ohrozenie vo väčšine krajín – ilegálny odstrel.

Z ďalších negatívnych faktorov treba spomenúť stratu biotopov a najmä ich konektivity v dôsledku rozvoja infraštruktúry a dopravnej mortalitu, v malých izolovaných populáciách aj inbríding.

5.2.1.3.1 Manažment karelskej populácie rysa ostrovida

Rys je vo **Fínsku** zaradený medzi poľovnú zver, hoci je aj chráneným druhom. Lov je povolený v zmysle uplatňovania derogácie podľa článku 16 smernice o biotopoch. Územie Fínska je v zmysle manažmentového plánu pre rysa (Anonymous 2007) rozdelené na



© M. Apfelová

dve časti. Na území s chovom sobov nie je žiaduce rozširovanie populácie rysa, manažment je orientovaný na zabezpečenie konektivity medzi populáciami zo Švédska a Ruska. Mimo oblastí s chovom soba je cieľom udržať stabilnú populáciu rysa, ktorá bude schopná obsadzovať nové vhodné habitaty rešpektujúc regionálne špecifiká.

5.2.1.3.2 Manažment karpatskej populácie rysa ostrovida

Rys je v **Rumunsku** zaradený medzi poľovnú zver, hoci je aj chráneným druhom. Lov je povolený v zmysle uplatňovania derogácie podľa článku 16 smernice o biotopoch. Odhadovaná únosná kapacita prostredia pre rysa je približne 1200 jedincov (Lonescu 2013). Vďaka systému kompenzácií škôd spôsobených rysom na hospodárskych zvieratách sa podarilo podstatne znížiť podiel pytliactva na mortalite rysov a aj keď sa pytliactvo stále objavuje, nemá podstatný vplyv na vývoj populácie. Pre ochranu druhu je rozhodujúce zachovanie štruktúry vhodných biotopov a ich konektivity (Rozyłowicz *et al.* 2010). Fragmentácia a mortalita zavinená dopravou sú v súčasnosti na nízkej úrovni, predpokladá sa zvýšenie ich vplyvu v budúcnosti pri rozvoji dopravnej infraštruktúry.

Druh je v **Poľsku** prísne chránený. Populačný stav sa definuje ako priaznivý za predpokladu dosiahnutia minimálne 190 jedincov. Evidovaných je pomerne málo prípadov škôd spôsobených rysom na hospodárskych zvieratách. Funguje systém kompenzácií. Najvýznamnejším negatívnym vplyvom je fragmentácia a narušenie štruktúry biotopov (Podgórski *et al.* 2008). Lokálne môže byť problémom aj nízka trofická báza vplyvom nadmerného lovu raticovej zveri, pytliactvo, dopravné kolízie (Nowak & Mystajek 2013).

Menšie subpopulácie žijú v **Srbsku** (50 jedincov), **Bulharsku** (11), Česku (11) a **Maďarsku** (1 – 3; Chapron *et al.* 2014). Vo všetkých uvedených krajinách má rys status prísnej ochrany.

5.2.1.3.3 Manažment škandinávskej populácie rysa ostrovida

Rys je vo **Švédsku** chráneným druhom, ale limitovaný lov je povolený v zmysle uplatňovania derogácie podľa článku 16 Smernice o biotopoch. Každoročne sa stanovujú kvóty odlovu. Krajina je z hľadiska manažmentu rysa (aj iných veľkých šeliem) rozdelená na 3 oblasti s rozličnými cieľmi manažmentu. Cieľom je dosahovať stabilnú populáciu pozostávajúcu z minimálne 250 rodinných skupín (samice s mláďatami), rozdelenú do 3 oblastí s rôznymi cieľmi manažmentu rysa. V severnej oblasti je súčasná početnosť rysa nad cieľovým stavom, preto je manažment na tomto území zameraný na redukovanie jeho početnosti prostredníctvom vyšších kvôt odstrelu.

Problémom sú evidované veľké škody na polodomácich soboch a v menšej miere na ovciach. Negatívny postoj poľovníkov vyplýva z predácie zveri, najmä srnčej. Vláda kompenzuje škody len na domácich zvieratách. Kompenzácie za škody spôsobené na soboch fungujú na princípe predpokladaného rizika spojeného s prítomnosťou rysov. Naopak, škody na ovciach sú hradené až po úradnom zdokumentovaní reálnych škôd. Najvýznamnejším ohrozením je pytliactvo, ktoré významne redukuje veľkosť prírastku populácie. Samotný limit pre udržateľnú veľkosť populácie je cielene udržiavaný na nízkych hodnotách, a to vďaka nepriaznivej verejnej mienke prameniacej z vysokých strát na domácich zvieratách (Andrén 2013).

V **Nórsku** rys patrí medzi chránené druhy, avšak okrem obdobia lovu, kedy je obhospodarovávaný ako poľovná zver. Každoročne sa stanovujú kvóty lovu, pričom obdobie lovu trvá od 1. februára do 31. marca. Výška kvôt sa regionálne mení (krajina je z hľadiska manažmentu rysa, ako aj iných veľkých šeliem, rozdelená na 8 oblastí s rozličnou výškou kvôt) a navyše v niektorých oblastiach existuje aj obmedzenie v počte ulovených samíc ako prevencie nadmerného zásahu do veľkosti populácie, čo pri zachovaní výšky kvôt môže mať za následok nepriaznivú sexuálnu štruktúru v neprospech samcov (Nilsen *et al.* 2012). Povolené sú rôzne spôsoby lovu vrátane spoločných poľovačiek s využitím psov – duričov. Okrem plánovaného lovu sa môžu celoročne udeliť výnimky na lov jedincov spôsobujúcich závažné škody na soboch a ovciach. Ročný odlov sa pohybuje vo výške 60 – 150 jedincov (Linnell *et al.* 2013). Kompenzácie za škody spôsobené na soboch a ovciach sa vyplácajú po ich zdokumentovaní, alebo sú založené len na odhadoch predpokladaných škôd (až 95 kompenzovaných škôd nie je zdokumentovaných; Linnell *et al.* 2013). Najvýznamnejším ohrozením je pytliactvo ako dôsledok negatívneho postoja farmárov. Samotný limit pre udržateľnú veľkosť populácie je cielene udržiavaný na nízkych hodnotách, a to vďaka nepriaznivej verejnej mienke prameniacej z vysokých strát na domácich zvieratách (Linnell *et al.* 2010, Linnell *et al.* 2013).

5.2.1.3.4 Manažment baltickej populácie rysa ostrovida

V **Estónsku** patrí rys medzi poľovnú zver s dobou lovu od 1. 12. do 28. 2. Rys sa významne podieľa na predácii srnčej zveri, čo je hlavne v obdobiach jej oslabenej populácie vplyvom mimoriadne chladných zím poľovníckou verejnosťou neakceptované a vytvára negatívny postoj zo strany poľovníkov aj širšej verejnosti (Balčiauskas *et al.* 2010), čo vedie k nelegálnemu lovu a tlaku na zvyšovanie kvôt lovu rysa. Toto je spolu s nízkou potravnou ponukou zveri v niektorých rokoch v súčasnosti hlavným ohrozením populácie rysa. Naopak, na hospodárskych zvieratách sú škody pomerne nízke a všetky sú po odbornom posúdení v plnej výške štátom kompenzované. Cieľom manažmentu je v zmysle platného manažmentového plánu udržať ročný prírastok medzi 100 – 130 mláďatami a rovnomerná distribúcia populácie vo vhodných biotopoch. V prípade vysokého predačného tlaku a výraznej redukcie populácie srnca je možné cieľovú populáciu rysa zredukovať až o 30 % (Männil 2013).

V **Lotyšsku** patrí rys k chráneným druhom s možnosťou obmedzeného lovu v období od 1. 12. do 31. 3. Kvóty sa pohybujú okolo 150 jedincov ročne. Kvóty sa lokálne líšia, najvyššie sú na severe pri hraniciach s Estónskom, kde je populácia najpočetnejšia, najnižšie na juhu pri hraniciach s Litvou. Cieľom je zachovať populáciu s počtom 600 – 650 jedincov (Ozolins 2013).

Malá časť baltickej populácie žije v **Litve**, kde je druh celoročne chránený, **Poľsku** (manažment pri karpatskej populácii) a na **Ukrajine**.

5.2.1.3.5 Manažment balkánskej populácie rysa ostrovida

Druh je v **Macedónsku** prísne chránený. Výška škôd vzhľadom na nízku početnosť a nedostatok informácií je pomerne nízka. Systém kompenzácií škôd spôsobených rysom (aj ostatnými šelmami) nie je dostatočne prepracovaný a v praxi funguje málo efektívne. Cieľom manažmentu je zlepšenie stavu populácie z kategórie kriticky ohrozený do kategórie ohrozený. Z negatívnych faktorov sú najvýznamnejšie nízka početnosť, pytliactvo, nedostatok potravy a strata vhodných biotopov. Za hlavné manažmentové opatrenia sa považuje zintenzívnenie výskumu druhu a zlepšenie verejnej mienky o úlohe rysa vo voľnej prírode (Melovski *et al.* 2013).

Rovnako ako v Macedónsku, aj v **Srbsku** a **Albánsku** patrí rys k prísne chráneným druhom, bez možnosti lovu. V oboch krajinách je nedostatok informácií o početnosti a rozšírení rysa, rovnako aj zdokumentovaných prípadov predácie domácich zvierat. Systém kompenzácií za škody spôsobené rysom sa neuplatňuje. Hlavnými ohrozeniami sú strata biotopov, pytliactvo, nedostatočný systém ochrany druhu (Paunovic 2013, Trajce 2013).

5.2.1.3.6 Manažment alpskej populácie rysa ostrovida

Pre životaschopnosť alpskej populácie má najväčší význam **švajčiarska** subpopulácia, kde má rys status prísne chráneného druhu, ale existuje možnosť regulácie jedincov, ktoré spôsobujú veľké škody na hospodárskych zvieratách (kritérium je viac ako 15 kusov hospodárskych zvierat za rok na danom území). Ciele manažmentu nie sú konkrétne, prioritou je posilnenie populácie, ale len do takej miery, aby rys nespôsoboval nadmerné škody na ovciach a poľovnej zveri (von Arx & Zimmermann 2013). V r. 2009 alpské krajiny podpísali dohovor s označením WISO (*Wildlife and Society*), zameraný na vypracovanie spoločnej stratégie manažmentu alpskej populácie rysa (aj vlka a medveda). Systém kompenzácií za škody poskytuje 100 %-nú náhradu za hospodárske zvieratá ulovené rysom (ovce, kozy), pričom 80 % z tejto sumy hradí štát, zvyšných 20 % správa príslušného kantónu. Z preventívnych opatrení sa uplatňujú elektrické oplôtky, strážne psy, a stráženie pastiermi, na čo štát finančne prispieva. V troch kantónoch sa poľovníckym organizáciám vypláca aj kompenzácia za prítomnosť rysa, keďže rys svojou predačnou aktivitou pôsobí pre poľovníkov ako konkurent v love, najmä srnca a kamzíka (Molinari-Jobin *et al.* 2007). Najvýznamnejšími ohrozeniami sú nízka akceptácia rysa zo strany poľovníkov a s tým súvisiaci ilegálny odstrel, fragmentácia biotopov, dopravná mortalita a inbríding (von Arx & Zimmermann 2013).

V **Slovinsku** a **Taliansku** je rys prísne chráneným druhom, životaschopnosť tamojších populácií silne závisí od imigrácie zo susedných krajín (Molinari *et al.* 2012). Vo **Francúzsku** je rys prísne chránený, existuje možnosť selektívneho odlovu jedincov spôsobujúcich veľké škody na hospodárskych zvieratách. V **Rakúsku** je rys poľovným druhom s celoročnou ochranou. Vo všetkých uvedených krajinách vďaka nízkej početnosti nedochádza k významným škodám na hospodárskych zvieratách a naopak, z rovnakého dôvodu predstavuje každý úhyn významné riziko pre populáciu rysa. Vďaka nízkej akceptovanosti programu reštitúcie rysa sa za najväčšie ohrozenie považuje pytliactvo, z ďalších ohrození fragmentácia biotopov, strata konektivity, dopravná mortalita (Kaczensky *et al.* 2013).

5.2.1.3.7 Manažment česko-bavorskej populácie rysa ostrovida

V **Českej republike** je rys prísne chráneným druhom. Česko-bavorská populácia pozostáva z 30 – 45 jedincov (Chapron *et al.* 2014). Druh lokálne spôsobuje škody na ovciach, tie sú po odbornom posúdení zo strany štátu kompenzované v plnej výške (priemerná tržná cena). Z preventívnych opatrení sa využívajú hlavne elektrické oplôtky a strážne psy. Oveľa negatívnejšie je zo strany poľovníckej verejnosti vnímaná predácia na poľovnej zveri, najmä srnčej a jelenej (Belotti *et al.* 2013). K najvýznamnejším ohrozeniam patrí ilegálny lov, fragmentácia biotopov a dopravná mortalita (Bufka 2013).

V **Nemecku** aj **Rakúsku** patrí rys medzi poľovnú zver s celoročnou ochranou. Škody na hospodárskych zvieratách sa v oboch krajinách vďaka nízkej početnosti rysa a málo rozšírenému chovu oviec v oblasti výskytu rysa prakticky neobjavujú. Konflikty súvisia s predáciou poľovnej zveri, čo má za následok negatívny postoj poľovníkov k programu návratu rysa (Zeiler *et al.* 1999). Z tohto pohľadu za najvýznamnejšie ohrozenie je považovaný ilegálny odstrel a doprava (Kaczensky *et al.* 2013).

5.2.1.3.8 Manažment dinárskej populácie rysa ostrovida

V **Chorvátsku** je rys prísne chráneným druhom. Aj keď štruktúra vhodných biotopov zodpovedá približne 200 potenciálnym jedincom, sociálna kapacita je na úrovni okolo 100 jedincov (Huber 2013). Škody na ovciach sú minimálne vďaka nízkej početnosti rysa a málo rozšírenému chovu oviec v oblasti výskytu rysa. Avšak zo strany poľovníckej verejnosti je veľmi negatívne vnímaný predačný tlak na poľovnú zver, čo je hlavným limitujúcim faktorom možného zvýšenia sociálne akceptovateľnej veľkosti populácie rysa. K hlavným ohrozeniam patrí nelegálny lov, nedostatok prirodzenej potravy a nízka genetická diverzita tejto malej populácie. Riziko inbrídingu je možné eliminovať jedine posilnením populácie translokáciou nových jedincov, aj keď existujú obavy o riziko straty autochtónneho ekotypu rysa (Sindičić *et al.* 2009).

V **Bosne a Hercegovine** je rys poľovnou zverou celoročne chránenou (Sindičić *et al.* 2009). Malá časť dinárskej populácie žije v Slovinsku, kde je rys prísne chráneným druhom.

5.2.1.3.9 Manažment jurskej, vogézko-palatinskej a harzskej populácie rysa ostrovida

Manažment vo Francúzsku, Švajčiarsku a Nemecku je uvedený pri manažmente alpskej a česko-bavorskej populácie.



5.2.2 Súčasný manažment veľkých šeliem na Slovensku

Vladimír Antal

Manažment veľkých šeliem na Slovensku je realizovaný rôznym spôsobom v závislosti od legislatívnej ochrany na úseku ochrany prírody a krajiny a poľovníctva. Kým medveď hnedý a rys ostrovid patria medzi celoročne chránenú zver, vlk dravý patrí medzi tzv. vybrané živočíchy s určenou dobou lovu a určenými lokalitami s jeho celoročnou ochranou. Praktická ochrana a manažment veľkých šeliem sa na Slovensku realizuje prostredníctvom:

- a) starostlivosti o druh ako taký dodržiavaním jeho ochrany** (napríklad zákonná ochrana jedincov alebo starostlivosť o opustené mláďatá),
- b) starostlivosti o biotopy**, ktoré využíva v rôznych fázach svojho života v chránených územiach (jeho prirodzených biotopov potrebných pre zabezpečenie potravy, rozmnožovanie, úkrytových možností, brloženie a zachovanie migračných trás),
- c) riešenia konfliktov s človekom** (riešenie škôd na hospodárskych zvieratách, včelstvách, eliminácia jedincov s pozmeneným správaním, zabezpečenie komunálneho odpadu a pod.),
- d) riešenia nebezpečných stretov s človekom** (napríklad zabezpečenie monitorovania lokalít s výskytom medvedí hrdých s pozmeneným správaním a inštalácia dočasných odplašovacích prostriedkov napríklad elektrické ohradníky),
- e) zásahom do populácie**, realizovaného reguláciou jeho počtosti (prostredníctvom výnimiek na lov a odchyt, resp. určovania ročných kvót odstrelu v prípade vlka).

V prirodzených podmienkach si hustotu populácie jednotlivých druhov živočíchov reguluje príroda sama zvyšovaním alebo znižovaním natality (pôrodnosť) a prirodzenej mortality (úmrtnosť), to znamená v súlade s kapacitou životného prostredia. Natalita ako aj mortalita je ovplyvňovaná potravnými zásobami prostredia (úživnosť), chorobami, predátormi, klimatickými aj antropogénnymi vplyvmi, vnútro populačnými vzťahmi. Populácia medveďa hnedého podlieha vlastnej samoregulácii, na základe ktorej sa udržiava na úrovni zodpovedajúcej kapacite svojho životného prostredia. Slovensko však z väčšej časti patrí do tzv. kultúrnej krajiny, v ktorej je dostatočná dostupnosť neprirodzených zdrojov potravy pre medveďa hnedého. V rámci Slovenska je areál rozšírenia veľkých šeliem kombináciou prirodzených a človekom pozmenených biotopov a autoregulačné mechanizmy druhu sú ovplyvnené spolupôsobením prirodzených a človekom ovplyvnených faktorov. Z nich najdôležitejšími je dostupnosť potravy pre veľké šelmy (prirodzenej a neprirodzenej) a dostatku životného priestoru. Tieto faktory spôsobujú nerovnováhu v autoregulácii populácie. Preto potrebujeme za účelom ochrany druhu a zabezpečenia životaschopnej populácie realizovať opatrenia na elimináciu konfliktov s človekom a zabezpečiť reguláciu počtosti na vhodnej úrovni. Populácia na Slovensku sa však musí udržiavať na takej úrovni, aby nepresahovala dostupnosť vhodných biotopov, prirodzenej potravy a nespôsobovala nadmerné škody.

Veľmi dôležitý je aj fakt, že v rámci Európskej únie sú navrhnuté tzv. európske akčné plány veľkých šeliem, ktoré by mala Slovenská republika rozpracovať na národnú úroveň a zároveň by mala vypracovať aj program starostlivosti o medveďa hnedého, čo od 1. 1. 2014 umožňuje novelizovaný zákon o ochrane prírody a krajiny. V súčasnosti je už táto úloha splnená a Slovenská republika disponuje osobitnými programami starostlivosti o veľké šelmy.

5.2.2.1 Manažment medveďa na Slovensku

Ochrana a manažment medveďa hnedého na Slovensku prebiehala v minulosti len na základe tzv. „odborného odhadu“, pretože neexistovali komplexné vedecké údaje o veľkosti, hustote, populačnom a areálovom trende jeho populácie. Napriek existujúcim údajom o škodách spôsobovaných na poľnohospodárskych plodinách, hospodárskych zvieratách a poľovnej zveri, včelstvách, majetku, ako aj o nebezpečných stretoch s človekom neboli tieto centrálné zhromažďované a vyhodnocované. Problémy spočívajú na jednej strane v predpokladanom postupnom zväčšovaní veľkosti populácie a na strane druhej v identifikovaných príčinách tohto javu, z ktorých sú najdôležitejšie dostupná neprirodzená potrava, súperenie o využívanie priestoru s človekom, viac stretnutí s človekom a vznik jedincov s neprirodzeným správaním.

Usmrcovanie medveďa hnedého v zmysle vydaného určenia zo zákona o ochrane prírody a krajiny

Usmrtenie medveďa touto formou sa v praxi realizuje v prípadoch urgentných situácií, kedy je potrebné naliehať riešiť otázku vydania povolenia, pretože došlo k zmene správania jedinca a ten sa stal nebezpečným pre ľudí. MŽP SR vydáva pre odbornú organizáciu ochrany prírody a krajiny (ŠOP SR) tzv. „určenie“ na základe ktorého je poverená riešiť aj konfliktné situácie zabezpečením usmrtenia, resp. odchytu medveďa. Tento zásah sa realizuje dvoma spôsobmi:

- dohoda o spolupráci medzi užívateľmi poľovných pozemkov, kde konfliktne situácie vznikajú a odbornou organizáciou ochrany prírody a krajiny,
- činnosťou zásahového tímu, ktorý sa v súčasnosti kreje a je popísaný v kapitole venujúcej sa navrhovanému manažmentu medveďa.

Usmrcovanie medveďa hnedého na základe výnimiek zo zákona o ochrane prírody a krajiny

Ide o situácie, kedy sa reaguje na vznik škôd a nebezpečných stretov v predchádzajúcich obdobiach. Manažment veľkosti populácie medveďa je realizovaný formou regulácie jeho populačnej hustoty. Regulácia jeho početnosti je vykonávaná na základe žiadostí rôznych subjektov (poľovnícke združenia, fyzické a právnické osoby), ktoré odborne posudzuje ŠOP SR. Na základe týchto stanovísk MŽP SR povoľuje uvedenú výnimku.

Výnimky z ochrany medveďa hnedého sa povoľujú v správnom konaní a pri ich riešení vznikajú rôzne problémy:

- Zákon o ochrane prírody a krajiny, ktorý transponuje povinnosti smernice o biotopoch presne a jednoznačne stanovuje za akých okolností je možné regulatívne zasiahnuť do populácie, pričom sa v praxi pomerne ťažko exaktnými dokladmi dokazuje potreba vykonania takého zásahu.
- Žiadatelia mnohokrát nevenujú dostatočnú pozornosť vypracovaniu žiadostí o výnimku na odchyt, resp. usmrtenie medveďa hnedého, úmyselne nadhodnocujú počty medveďov v príslušných lokalitách, usmrtenie považujú za určitú možnosť komerčného využitia prostredníctvom poplatkového odstrelu. Žiadosti zároveň neobsahujú potrebné náležitosti nutné na komplexné odborné posúdenie zo strany ŠOP SR.
- Vydávanie povolení na usmrtenie formou výnimiek a zdĺhavé správne konanie – tento proces môže byť za určitých podmienok pomerne zdĺhavý, čas predlžujú hlavne účastníci konania (mimovládne organizácie), podávaním odvolaní a žalôb na sudy. V prípade, že subjekt požiada o výnimku a proces sa neustále predlžuje, môže dôjsť aj k situácii, že zanikne dôvod na vydanie výnimky.
- Spôsob a podmienky realizácie výnimiek – jednotlivé rozhodnutia na povolenie výnimky na odstrel medveďa hnedého presne definujú za akých podmienok je možné medveďa hnedého usmrtiť. Okrem časového a priestorového (presne definované lokality) obmedzenia, je to aj obmedzenie na základe hmotnosti (maximálna hmotnosť 100 kg) a rozmerov laby (šírka prednej laby nepresahuje 12 cm a zároveň dĺžka zadnej laby nepresahuje 21 cm). V praxi je veľmi ťažké určiť presne jedinca, na ktorého má byť výnimka vydaná, preto sa v podmienkach rozhodnutia definuje jedinec na základe hmotnostnej kategórie a veľkosti laby. Nie vždy je však možné túto charakteristiku identifikovať s konkrétnym jedincom, ktorý spôsobil škody. Veľmi dôležitá je individuálna identifikácia povolenia na odstrel pri jedincoch, ktoré zmenili svoje správanie. Často je problémom zabezpečenie odstrelu mladých jedincov medveďa hnedého so synantropným správaním, nakoľko žiaden poľovnícky subjekt nie je ochotný realizovať usmrtenia veľmi malých jedincov v blízkosti komunálneho odpadu pri chatových oblastiach a rekreačných zariadeniach (nebezpečenstvo použitia poľovnej zbrane, neatraktívna trofej).
- Od roku 2006 neustále prebiehajú súdne pojednávania ohľadne vydávania uvedených výnimiek. Ide o pojednávania ohľadne preskúmania zákonnosti rozhodnutia MŽP SR pri povoľovaní výnimky podľa § 40 ods. 3 písm. b) a c) v súvislosti s § 35 ods. 1 písm. a) zákona o ochrane prírody a krajiny (tab. 1). V zmysle týchto súdnych pojednávani sa neustále sprísňujú nároky na kvalitu a rozsah rozhodnutí, ako aj odborných stanovísk. V praxi to znamená, že vo väčšine prípadov nie je možné vypracovať odborné stanovisko podľa požiadaviek súdu a ministerstva. Najzávažnejším problémom je potreba úplného preverenia a dokazovania potreby usmrtenia jedinca medveďa hnedého ako poslednej možnosti manažmentu.

Tab. 1 Prehľad a stav súdnych konaní vedených proti rozhodnutiam MŽP SR o vydaní výnimky na odstrel medveďa hnedého za roky 2011 až 2013

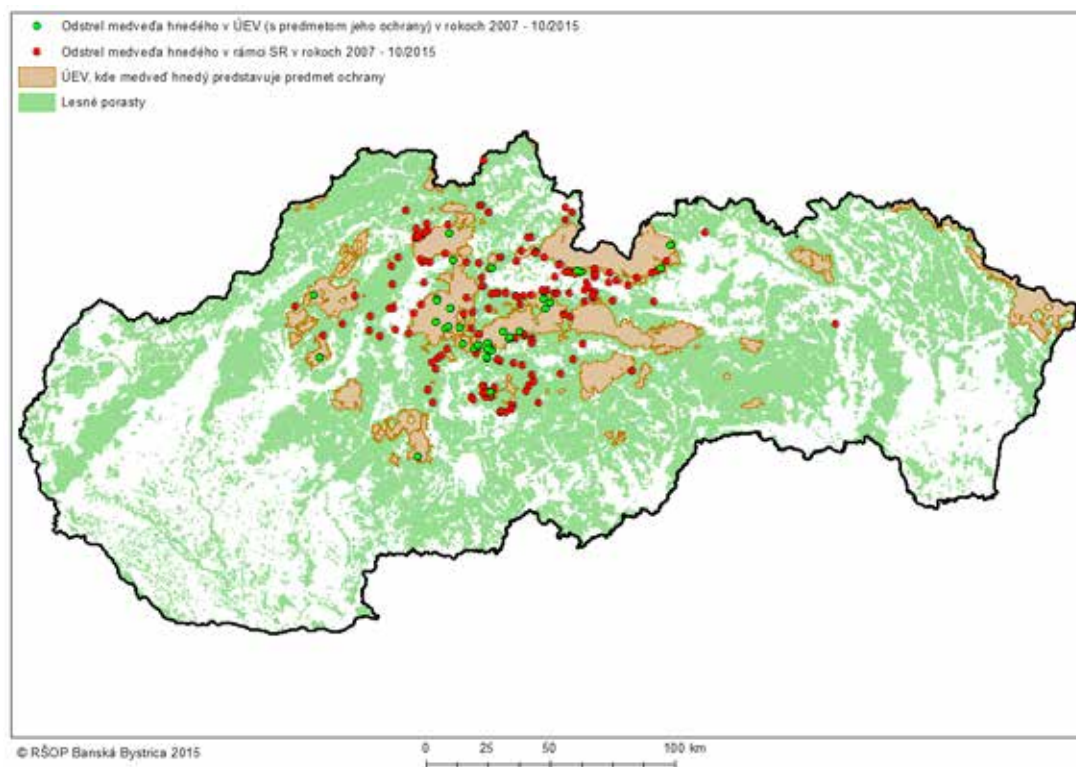
Stav konaní pred súdmi	Roky 2011 až 2013
Súdne spory vyhraté MŽP SR – Krajský súd BA	69
Súdne spory vyhraté MŽP SR – Najvyšší súd SR	8
Súdne spory prehraté MŽP SR – Krajský súd BA	27
Súdne spory prehraté MŽP SR – Najvyšší súd SR	10
Zatiaľ nerozhodnuté	50
Celkový počet	164

V období od roku 2006 sú povoľované výnimky na odstrel medveďa hnedého pravidelne napádané na súde. V prípade súdnych sporov rozhodovaných súdmi už nejde o otázku, či sa povolený odstrel medveďa hnedého uskutoční alebo nie, ale skôr o právny a procesný spor. Vo všetkých prípadoch, ktoré sudy rozhodnú, je už buď medveď ulovený alebo výnimka MŽP SR stratila platnosť a odlov nebol vykonaný z rôznych príčin, ktoré sú mimo možnosti ovplyvnenia zo strany MŽP SR.

Tab. 2 Prehľad počtu usmrtených jedincov medveďa hnedého (odstreľom) za roky 2000 – 2014

Rok	SPOLU			
	Požadovaný	Povolený	Splnený	% z povolených
2000	134	80	30	37,50
2001	104	72	25	34,72
2002	131	76	39	51,32
2003	128	79	13	16,46
2004	128	76	33	43,42
2005	114	77	35	45,45
2006	136	77	16	20,78
2007	123	83	25	30,12
2008	163	59	31	52,54
2009	70	42	25	59,52
2010	160	78	46	58,97
2011	117	69	39	56,52
2012	61	28	14	50,00
2013	77	31	20	64,52
2014	69	35	20	57,14
Spolu	1 715	799	411	42,28

Z tab. 2 jednoznačne vyplýva, že počet medveďov hnedých povolených na usmrtenie nebol naplnený ani v jednom roku. Priemerná hodnota predstavuje cca 42 %, čo nie je ani polovica jedincov z celkového počtu povolených. Za týmto stavom je kombinácia príčin. Príčina tohto javu je spôsobená viacerými faktormi a jednou z nich sú aj súdne pojednávania ohľadne vydávania výnimiek na usmrtenie medveďov. V poľovníckych sezónach 2007 – 2014 bolo legálnym spôsobom ulovených 220 jedincov medveďa (obr. 1), pričom v ÚEV, kde medveď predstavuje predmet ochrany to bolo 9 jedincov, čo predstavuje 10 %. Z uvedeného počtu bolo 7 jedincov legálne usmrtených v SKUEV Kráľovoľské Nízke Tatry a v SKUEV Ďumbierske Nízke Tatry (NAPANT). Tento poznatok je možné v budúcnosti využiť pri ochrane a manažmente medveďa na Slovensku.

**Obr. 1** Lov medveďa hnedého v rokoch 2007 – 2015 a územia európskeho významu, kde je predmetom ochrany medveď (Tematické spracovanie ŠOP SR 2015)

V rámci riešenia jednotlivých prípadov došlo k situácii, keď Najvyšší súd Slovenskej republiky (ďalej len „NS SR“) vydal prostredníctvom viacerých senátov protichodné rozsudky. Táto situácia zneistila postup vydávania výnimiek. MŽP SR požiadalo NS SR o vydanie zjednocujúceho stanoviska k daným prípadom. Na základe uvedených skutočností MŽP SR pripravilo návrh na zabezpečenie podkladov, ktoré je potrebné zabezpečiť pri rozhodovaní o vydaní, resp. nevydaní výnimiek z podmienok ochrany na odstrel medveďa.

1. Požadované podklady od žiadateľa:

- žiadosť žiadateľa, v ktorej sa uvádzajú základné údaje a odôvodnenie žiadosti podľa § 40 ods. 3 zákona o ochrane prírody a krajiny,
- stanovisko okresného úradu, odboru starostlivosti o životné prostredie, ktoré bude obsahovať podrobne rozpísané údaje o vzniknutých škodách (napr. škody spôsobené na včelstvách, sadoch, poľnohospodárskych plodinách a pod.), a to aj o takých, o ktorých má úrad informácie, že vznikli, ale poškodený sa z rôznych dôvodov nerozhodol žiadať o preplatenie škôd spôsobených medveďom hnedým,
- v prípade, že žiadateľ má vedomosť o stretoch s medveďmi hnedými v blízkosti obcí, doloží doklady, ktoré pozostávajú z fotografickej dokumentácie, prípadne z iných dostupných nosičov; potvrdenie informácií a dokladov je možné získať na obecnom úrade, na obecnej a štátnej polícii a pod.,
- podklady od miestnej samosprávy, či nie sú myslené prehlásenia, ktoré deklarujú premnožený stav medveďej populácie. V písomnostiach musí byť konkrétne opísané, s kým a kedy došlo k stretu, prípadne akú osobu napadol medveď hnedý, obdobie, čas, miesto,
- podklady z médií, informujúce o stretoch občanov s medveďmi, v ktorých sú uvedené podrobnosti opisujúce stretnutie,
- žiadateľ na mape označí a určí navrhovanú lokalitu lovu medveďa hnedého.

2. Podklad od ŠOP SR, na základe ktorého orgán ochrany prírody zistí skutkový stav a vykonanie dôkazov:

ŠOP SR musí vo svojom stanovisku preveriť a kriticky prehodnotiť podklady poskytnuté žiadateľom. Spracovaný formulár, bude obsahovať:

- všeobecné údaje (názov žiadateľa, počet jedincov na odlov, názov subjektu, základné údaje o lokalite),
- spresňujúce údaje (vyjadrenie sa k odôvodneniu žiadateľa, informácie o škodách spôsobených medveďmi hnedými za posledné 2 roky v danej oblasti, posúdenie realizácie a efektivity preventívnych opatrení),
- odôvodnenie zo strany ŠOP SR na odporúčenie resp. neodporúčenie povolenia výnimky,
- mapový podklad v prípade, že ŠOP SR odporučí zrealizovať odlov medveďa hnedého predmetnému poľovníckemu subjektu. Na mape bude zakreslené predmetné územie s vyznačenými záznamami o výskyte medveďov hnedých na základe predložených informácií a vlastného preverovania ŠOP SR. Ďalej budú vyznačené lokality, na ktorých sú evidované škody (šetrené/nešetrené), navrhovaná lokalita lovu medveďa hnedého, s identifikovanými existujúcimi vnadiskami a krmoviskami ako aj ďalšie podkladové informácie,
- zápisy z terénu – poznatky o správaní sa medveďov hnedých v konfliktných územiach,
- fotografický materiál (napríklad fotografie z fotopascí), z ktorého bude možné identifikovať pohyb medveďa hnedého v dotknutej lokalite,
- zápisy o vypočutí svedkov nebezpečného pohybu medveďa hnedého, resp. škôd spôsobených medveďom hnedým,
- preverenie podkladov od miestnej samosprávy alebo iných verejných inštitúcií, prípadne podkladov z médií uvádzaných v žiadosti.

ŠOP SR na základe všetkých podkladov vyplní predpísaný formulár, kde odporučí alebo neodporučí MŽP SR vydať výnimku. Ako je evidentné z textu, vypracovaniu formulára je potrebné venovať náležitú pozornosť a uvádzať v ňom všetky relevantné podrobnosti. Správny orgán môže pristúpiť k povoleniu výnimky len za tých okolností, že v spisovom materiáli budú doložené všetky uvedené podklady; v opačnom prípade ministerstvo nepristúpi k povoleniu výnimky. V prípade, že ŠOP SR neodporučí zrealizovať odstrel medveďa, je potrebné spracovať formulár, v ktorom budú vyhodnotené všetky aspekty a odôvodnenie, na základe ktorého sa nepovolí výnimka.

V prípade, že MŽP SR výnimku vydá, uvedie v rozhodnutí aj presné podmienky usmrtenia. V prípade realizácie tohto rozhodnutia zo strán príslušného užívateľa poľovného revíru, ŠOP SR preverí splnenie všetkých podmienok uvedených v rozhodnutí, zabezpečí všetky potrebné biometrické merania, odber vzoriek a vyplnenie hlásenky o usmrtení, úhyne medveďa hnedého.

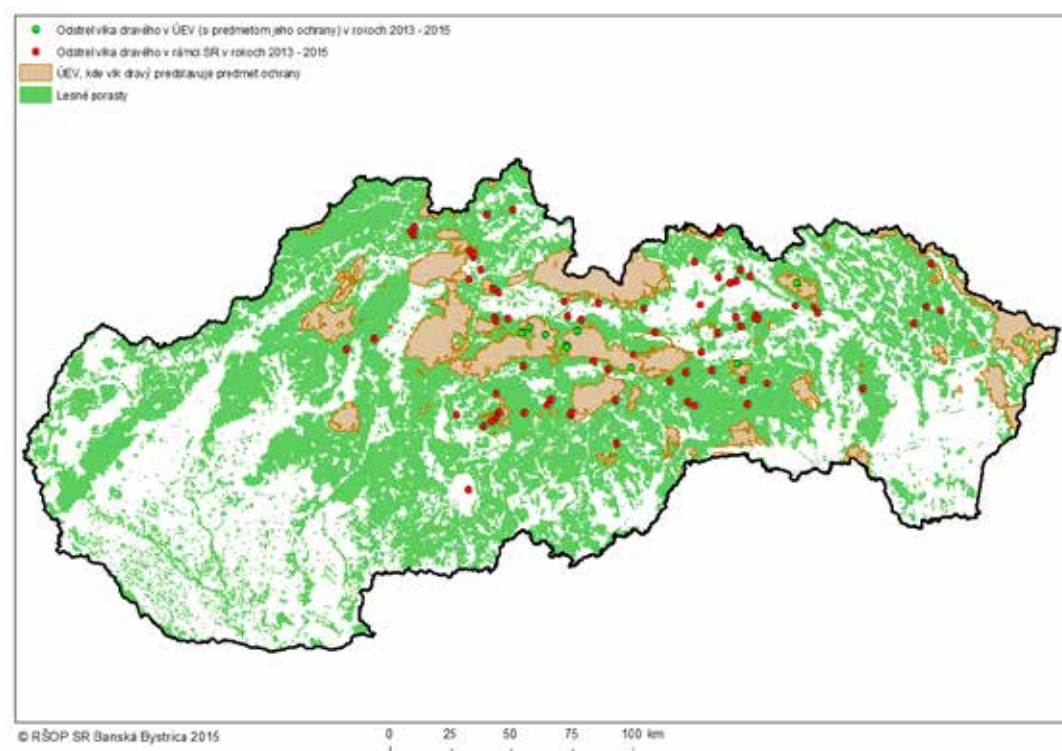
Z celkového popisu je evidentné, že usmrtenie medveďa je v praxi veľmi problematické a naráža na množstvo prekážok ovplyvňujúcich celý proces. Z uvedeného dôvodu bolo nevyhnutné navrhnutie rôznych zmien, ktoré celý proces uľahčujú, sprehľadňujú a zabezpečujú lepšiu kontrolu jeho realizácie.

5.2.2.2 Manažment vlka na Slovensku

Ako v prípade medveďa aj u vlka bol manažment v minulosti realizovaný len na základe tzv. „odborného odhadu“. Neobmedzený lov vlka prebiehal v rokoch 1975 – 1995, po tomto roku bola vyhlásená jeho celoročná ochrana, ktorá trvala do roku 1999. Po tomto roku znova nastalo obdobie, kedy mal vlk určenú dobu lovu podľa zákona o poľovníctve, pričom to v podstate bolo jediné kritérium ovplyvňujúce jeho lov. Od roku 2009 boli zavedené tzv. kvóty, ktoré čiastočne sprísnilo systém jeho lovu. K pomerne významnej zmene došlo, keď Slovenská republika obdržala Porušenie č. 2013/4081 EK na základe ktorého sa zaviazala splniť prioritné úlohy:

- do 1. septembra 2015 oznámiť/predložiť Európskej komisii „prijatie plánu monitorovania vlka“,
- pripraviť program starostlivosti o vlka dravého v zmysle platnej legislatívy,
- dosiahnuť pokrok v riešení cezhraničnej spolupráce, hlavne s Poľskom.

Po tomto období sa okrem vydávania číselnej kvóty na lov vlka výrazne sprísnilo územné obmedzenie lovu hlavne v prihraničných oblastiach s Poľskou republikou, kde sa rozšírila zóna celoročnej ochrany.



Obr. 2 Lov vlka dravého v rokoch 2013 – 2015 a územia európskeho významu, kde je predmetom ochrany vlk (*Tematické spravovanie ŠOP SR 2015*)

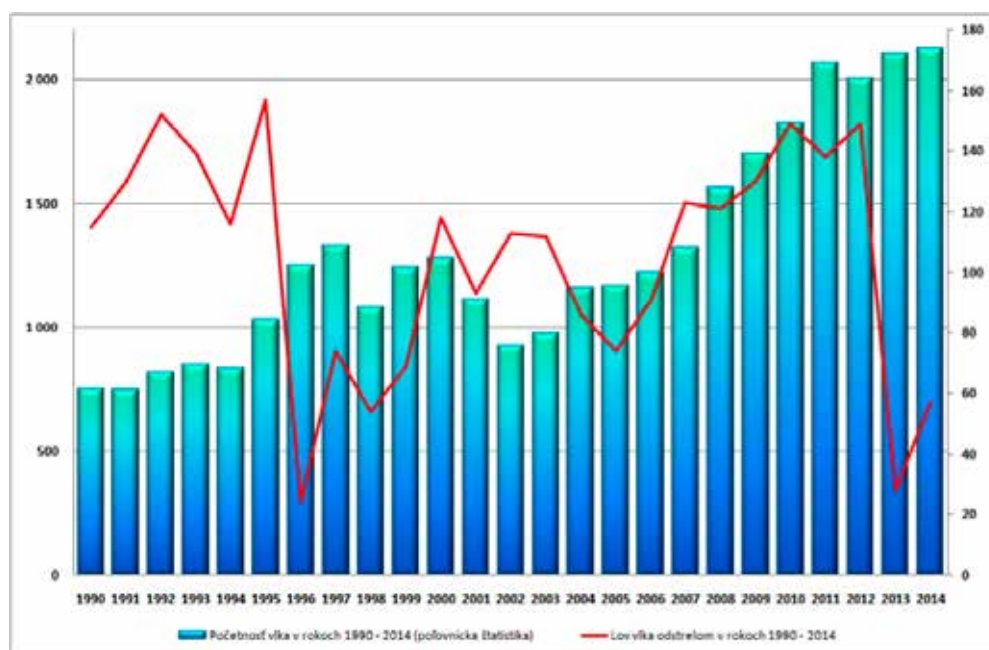
V poľovníckych sezónach 2013 – 2014 a 2014 – 2015 bolo legálnym spôsobom ulovených 85 jedincov vlka (obr. 2), pričom v ÚEV, kde je predmet ochrany vlk to bolo 9 jedincov, čo predstavuje 10 %. Z uvedeného počtu bolo 7 jedincov legálne usmrtených v SKUEV Kráľovohoľské Nízke Tatry a v SKUEV Ďumbierske Nízke Tatry (NAPANT). Tento poznatok je možné v budúcnosti využiť pri ochrane a manažmente vlka na Slovensku.

Tab. 3 Prehľad počtu ulovených a uhynutých vlkov v porovnaní s jeho početnosťou za roky 1990 – 2014

Rok	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Početnosť	752	744	817	849	833	1 028	1 250	1 330	1 079	1240	1 281
Odlov	115	130	152	139	116	157	24	74	54	69	118
Úhyn	0	0	0	0	0	0	0	0	3	13	6
Odlov + úhyn	115	130	152	139	116	157	24	74	57	82	124
Rok	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011

Početnosť	1 113	924	973	1 158	1 165	1 219	1 322	1 563	1 698	1 823	2 065
Odlov	93	113	112	86	74	91	123	121	130	149	138
Úhyn	3	3	3	2	2	1	3	1	2	6	7
Odlov + úhyn	96	116	115	88	76	92	126	122	132	155	145
Rok	2012	2013	2014								
Početnosť	2 006	2 102	2 123								
Odlov	149	28	57								
Úhyn	5	3	5								
Odlov + úhyn	154	31	62								

Údaje o početnosti populácie vlka dravého v jednotlivých rokoch sú získané z poľovníckej štatistiky a sú pomerne významne nadhodnotené. V rámci poľovníckeho zisťovania stavov zveri sa každoročne vykazujú údaje o počte vlkov na úrovni poľovných revírov. Sú to jediné oficiálne čísla poľovníckej verejnosti o početnosti vlkov. Tieto údaje sú však zaťažené chybou, a to z dôvodu viacnásobného započítavania tých istých jedincov vo viacerých, zvyčajne vzájomne susediacich poľovných revíroch. Na túto skutočnosť exaktne poukázala telemetrická štúdia vlkov v Nízkych Tatrách, kde jedna svorka obývala desať poľovných revírov (Findo & Chovancová 2004).



Obr. 3 Vývoj početnosti (údaje na ľavej zvislej osi) a lovu (údaje na pravej zvislej osi) vlka na Slovensku (Poľovnícka štatistika 1990 – 2014)

Ako je vidieť z tab. 3 a obr. 3, podľa poľovníckej štatistiky sa od roku 2012 početnosť pohybuje nad 2 000 jedincov. Tieto údaje sú v podstate nepoužiteľné pre vypracovanie manažmentových opatrení, ale môžu sa použiť pri vykazovaní trendu vývoja početnosti aj napriek skutočnosti, že nastali zmeny v metodike spôsobené reštrukturalizáciou poľovných revírov.

Súčasný manažment a zásah do populácie vlka dravého sa realizuje vydávaním tzv. ročných kvót lovu vlka, ktorý vydáva MPaRV SR. Počas doby lovu vlka stanovenej zákonom o poľovníctve je plošne určený počet vlkov, ktoré je počas tejto doby možné uloviť. V prípade, že sa uloví stanovený počet jedincov ešte pred ukončením doby lovu, MPaRV SR odstrel zastaví. Na dodržiavanie podmienok a realizácie lovu dozerajú okresné úrady, odbory pozemkového a lesného hospodárstva a ŠOP SR. Tí sa po ulovení vlka dostavia na lokalitu, kde spíšu zápis o ulovení, úhyne vlka a odoberú vzorky.

Aj v prípade vlka dravého sa navrhlo viacero zmien, ktoré významným spôsobom ovplyvnia jeho manažment a ochranu v budúcnosti.





5.2.2.3 Manažment rysa na Slovensku

Ochrana a manažment rysa ostrovida sú na Slovensku zabezpečované rovnakými právnymi normami ako u medveďa hnedého. Nakoľko však rys nepredstavuje tak „konfliktné“ zviera ako medveď, v podstate sa jeho zásah do populácie vôbec nerealizuje.

Tab. 4 Prehľad počtu ulovených a uhynutých rysov v porovnaní s jeho početnosťou za roky 1990 – 2014

Rok	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Početnosť	871	818	828	797	807	768	969	950	865	1004
Odlov	127	147	76	93	44	67	25	37	22	4
Úhyn	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2
Odlov + úhyn	127	147	76	93	44	67	25	37	25	6
Rok	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Početnosť	1 037	968	883	915	1 052	1 080	1 172	1 213	1 447	1558
Odlov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Úhyn	3	6	2	1	3	1	7	3	4	11
Odlov + úhyn	3	6	2	1	3	1	7	3	4	11
Rok	2010	2011	2012	2013	2014					
Početnosť										
Odlov										
Úhyn										
Odlov + úhyn	0	0	0	0	0					

Lov rysa sa ukončil v roku 2000, kedy bola zavedená jeho celoročná ochrana. Po tomto období už neevidujeme žiadneho legálne uloveného jedinca, ani žiadosť o udelenie výnimky na lov (tab. 4). Nakoľko jeho populácia sa udržiava na vyrovnanej úrovni, ani zo strany poľovníckej samosprávy neevidujeme signály a snahy o zvýšenie poľovníckeho tlaku na túto veľkú šelmu.

5.2.3 Odporúčaný manažment veľkých šeliem na Slovensku

Vladimír Antal & Juraj Ciberej

Odporúčaný manažment veľkých šeliem by mal na Slovensku vychádzať z manažmentových opatrení uvedených v plánoch na ochranu veľkých šeliem v Európe. V rámci týchto plánov existujú zásady a odporúčania, ktoré sa vo všeobecnosti dajú zhrnúť do nasledovných všeobecných pravidiel:

- zachovať štruktúru, rozlohu a kvalitu bukových, zmiešaných a ihličnatých lesov s bralami, vývratmi a inými úkrytmi susediacimi s rúbaniskami v podhorských a horských oblastiach od nadmorskej výšky 600 m n. m.,
- zabezpečiť zastavenie ilegálneho odstrelu,
- v pasienkovom chove oviec aplikovať ochranu pred šelmami tradičným spôsobom, najmä strážnymi psami a košarovaním,
- regulačný lov diferencovať podľa pohlavia a vekových kategórií, aby bola zachovaná optimálna sociálna štruktúra populácie.

Napríklad v akčnom pláne na ochranu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Európe (Swenson *et al.* 2000) sú formulované nasledovné závery zabezpečujúce jeho praktickú ochranu:

- Záver 1:** chrániť životaschopnú populáciu medveďa hnedého v Európe a umožniť jej šírenie na vhodné biotopy a tiež zvyšovať početnosť populácie a jej areál k určitým trvale udržateľným limitom, s ohľadom na dané socio-ekonomické podmienky.
- Záver 2:** zabezpečiť životaschopnosť malých populácií zvyšovaním početnosti ich jedincov a ich areálu.
- Záver 3:** obmedziť stretnutia medzi medveďom hnedým a ľuďmi a podporovať aktivity, ktoré zabezpečia pozitívny vzťah verejnosti k medveďovi hnedému.

Na základe všetkých legislatívnych požiadaviek a požiadaviek vyplývajúcich z doterajšej praktickej ochrany pristúpila Slovenská republika k vypracovaniu nových zásad ochrany a hlavne praktického manažmentu veľkých šeliem s výnimkou rysa ostrovida, nakoľko táto veľká šelma má stanovený manažment, ktorý nie je potrebné modifikovať.

5.2.3.1 Medveď hnedý

Cieľom „Zásad ochrany a manažmentu medveďa hnedého na Slovensku“ je vypracovanie koncepcie, ktorá zaručuje (v zmysle Akčného plánu pre ochranu medveďa hnedého v Európe schváleného stálym výborom Bernskej konvencie na zasadnutí v decembri 1998) udržanie životaschopnej populácie medveďov (trvale udržateľný limit), za súčasného minimalizovania stretnutí medzi medveďom a človekom a hospodárskymi záujmami človeka (Ciberej 2007).

Manažmentové opatrenia zabezpečujúce zásah do populácie odchytnom a odstrelom medveďa sú navrhované na realizáciu v dvoch základných úrovniach:

A. Ochranný odstrel (odchyt, usmrtenie veterinárnym lekárom) v zmysle rozhodnutia zásahového tímu

B. Lovom, ktorý je naplánovaný poradnými zbormi pre ochranu a manažment medveďa hnedého

Oba tieto spôsoby zásahu do populácie sledujú zníženie rizika škôd a nebezpečných stretov človeka s medveďom, poľovnícke obhospodarovanie medveďa a zabezpečenie pozitívneho vzťahu verejnosti k medveďovi.

A. Činnosť zásahového tímu ochranným odstrelom

Členovia zásahového tímu dodržiavajú postup, ktorý znižuje, resp. úplne eliminuje riziko nebezpečného stretnutia, poranenia, alebo usmrtenia človeka pri útoku medveďa počas zásahu.

1. Prvá časť

Prvky synantropného správania sa medveďa hnedého:

- medveď stráca všeobecnú plachosť pred ľuďmi a pohybuje sa v blízkosti intravilánov obcí a miest, alebo priamo v intravilánoch,
- prednostne si zabezpečuje potravu z komunálneho odpadu (kontajnery),
- na prvý pohľad nevyzerá placho alebo je nevšímavý voči okoliu, v mnohých prípadoch sa nechá kŕmiť priamo od ľudí,
- často krát sa však uvedené správanie zmení na agresívne, hlavne keď je medveď vyrušovaný a plašený ľuďmi,
- vodiaca medvedica (medvedica s mladým potomstvom) učí na takého správanie medvediatá.

Očakávané správanie pri zásahu zásahového tímu:

Správanie sa medveďa hnedého pri zásahu tímu nie je možné predpovedať, nakoľko závisí od mnohých faktorov vyvolávajúcich stresovú situáciu. To znamená či je medveď pod vplyvom stresu z ľudí, či je medveď imobilizovaný alebo zranený. Každopádne sa však útok na všetkých prítomných osôb nedá vylúčiť.

2. Druhá časť

Všeobecné rady zásahového tímu pre obyvateľov, ako sa správať pri strete s medveďom pred zásahom tímu:

- pri blízkom stretnutí s medveďom na seba upozorníte hlasom, nikdy nie však krikom,
- ak o vás medveď vie, väčšinou okamžite utečie. Ak však zostáva na mieste, je možné, že ide o medvedicu a v blízkosti sú mláďatá, resp. je už na ľudí zvyknutý. V tom prípade pomaličky ustupujte smerom odkiaľ ste prišli. Pritom nekričte, nerobte prudké pohyby a nepozerajte sa medveďovi priamo do očí – mohol by to považovať za hrozbu,
- v prípade, že vidíte mláďatá medveďa na kontajneroch (v intraviláne obce alebo jeho blízkosti, v záhradách, sadoch ap.) v žiadnom prípade sa k nim nepribližujte a nesnažte sa ich takto odplašiť, nakoľko ich matka je s najväčšou pravdepodobnosťou niekde nablízku,

- v prípade, že sa na lokalite zdržuje s mláďatami aj matka, za žiadnych okolností nevstupujte medzi ne,
- nepribližujte sa k medveďom, ktoré stratili plachosť.

3. Tretia časť

Postup zvolania a práce zásahového tímu

Pri nahlásení výskytu jedinca medveďa hnedého, ktorý vykazuje známky neprirodzeného správania sa, je zranený alebo sa pohybuje priamo v blízkosti ľudských obydlií (obce, mestá, turistické, športové a liečebné zariadenia ap.) môžu nastať rôzne situácie:

a) Vzniká krajná núdza (§ 24 zákona č. 300/2005 Z. z. trestného zákona)

V takomto prípade je ktokoľvek zo zúčastnených subjektov (Polícia SR, užívateľ poľovného revíru, veterinárny lekár, ŠOP SR) oprávnený konať v zmysle § 24 trestného zákona č. 300/2005 Z. z. v znení neskorších predpisov) a problematického jedinca eliminovať (uspať pomocou narkotizačnej látky, odchytiť) alebo priamo usmrtiť.

b) Zatiaľ nevznikla krajná núdza

V tomto prípade je postup nasledovný:

- je potrebné okamžite kontaktovať osoby zásahového tímu ŠOP SR (zoznam osôb zverejňuje ŠOP SR na verejnom mieste, web stránke),
- v prípade, že nie je možné kontaktovať ani jednu z osôb je potrebné nahlásiť na PZ SR (0961 055 255, 0961 055 256, uos@minv.sk), v takomto prípade polícia SR kontaktuje vedúceho zásahového tímu, resp. iné kontaktné osoby ŠOP SR,
- ŠOP SR požiada políciu o zabezpečenie informovania zástupcov miestnej samosprávy,
- v prípade, že oznámenie podá miestna samospráva, ŠOP SR kontaktuje priamo políciu,
- po dohode polície s vedúcim zásahového tímu, kontaktuje polícia najbližšieho užívateľa poľovného revíru,
- **vedúci zásahového tímu** je zamestnanec ŠOP SR, ktorý je nahlásený ako kontaktná osoba,
- polícia postupuje vždy v zmysle usmernenia vydaného Prezidiom policajného zboru,
- polícia v súčinnosti s užívateľom poľovného revíru vykoná miestne zisťovanie o ktorom následne informujú vedúceho zásahového tímu,
- v prípade, že ide o krajnú núdzu (vyhodnotenie situácie zúčastnenými – polícia a zástupca užívateľa poľovného revíru), postupujú podľa bodu A a vykonajú potrebné opatrenia,
- vedúci zásahového tímu okamžite po príchode na lokalitu posúdi danú situáciu a rozhodne o prizvaní ďalších subjektov podľa potreby (veterinárny lekár, hasičský zbor, mestská polícia, zástupca miestnej samosprávy ap.),
- v prípade, že vedúci zásahového tímu posúdi, že nie je potrebná priama osobná účasť veterinárneho lekára, prebehne dohoda s veterinárom o usmrtení, resp. odchYTE telefonicky,
- zásahový tím vykoná monitoring (vypočutie obyvateľov, vyhodnotenie anamnézy, priame pozorovanie), po realizácii ktorého zabezpečí realizáciu imobilizácie, resp. usmrtenia,
- po imobilizácii, resp. usmrtení problematického jedinca vedúci zásahového tímu spíše protokol o imobilizácii, resp. usmrtení jedinca, ktorého správnosť overia všetci zúčastnení svojím podpisom,
- protokol bude slúžiť pre potreby všetkých zainteresovaných (polícia – hlásenie, poľovnícky subjekt – privlastnenie jedinca, ŠOP SR – pre potreby založenia do spisu),
- počas imobilizácie, resp. usmrtenia zástupcovia ŠOP SR odoberú potrebné vzorky a vypracujú hlásenku o imobilizácii, resp. usmrtení jedinca.

Povinnosti užívateľov poľovných revírov pri zásahu tímu sú v podstate rovnaké ako na ploche poľovnej. Tu je dôležité, že na nepoľovnej ploche musí najprv okresný úrad, odbor pozemkový poveriť **vlastníka** pozemku v zmysle zákona o poľovníctve. Toto poverenie v tomto zmysle znamená povinnosť okresného úradu pre vydanie rozhodnutia pre vlastníka pozemku na mimoriadny lov na nepoľovnej ploche.

B. Lov, ktorý je naplánovaný poradnými zbormi pre ochranu a manažment medveďa hnedého

Návrhy na zásahy do populácie medveďa hnedého sú v tomto prípade organizačne a prakticky realizované na úrovni organizačných jednotiek ŠOP SR, prostredníctvom **„Poradných zborov pre ochranu a manažment medveďa hnedého na Slovensku“** (ďalej len „poradný zbor“). Celý proces je riadený v zmysle vydaného určenia podľa zákona o ochrane prírody a krajiny v zmysle neskorších predpisov.

Poradný zbor je zložený z nasledovných zástupcov:

- Štátna ochrana prírody SR,
- Slovenská poľovnícka komora,
- užívatelia poľovných revírov, u ktorých je predpoklad, že v budú v konkrétnom roku loviť medveďa,
- okresné úrady (odbor pozemkový, odbor opravných prostriedkov, odbor starostlivosti o životné prostredie),
- miestna samospráva,
- vlastníci, nájomcovia a správcovia pozemkov, na ktorých vznikali škody za predchádzajúce obdobie,
- regionálne poľnohospodárske a potravinové komory,
- relevantné mimovládne organizácie.

Predsedom poradného zboru je zástupca ŠOP SR a v prípade opodstatnenosti môže na rokovanie prizvať aj ďalších zástupcov relevantných subjektov (samostatne hospodáriaci roľníci, polícia, mestská polícia ap.).

Poradný zbor sa bude pravidelne schádzať, minimálne však raz za rok, **najneskôr do konca januára** príslušného kalendárneho roka v ktorom sa lov bude realizovať. Hlavnou úlohou poradného zboru bude navrhnúť **tzv. ročnú kvótu** odchyty a odstrelu medveďa v rámci jeho plošnej kompetencie. Pod pojmom stanovenie ročnej kvóty sa rozumie návrh počtu, hmotnostnej kategórie odchytených a odstrelených jedincov, ako aj plošné rozdelenie odchyty a odstrelu medveďa pre jednotlivých užívateľov poľovných revírov.

Poradný zbor pri rozhodovaní o ročnej kvóte odchyty a odstrelu medveďa bude disponovať nasledovnými údajmi:

- žiadosti od fyzických a právnických osôb, užívateľov poľovných revírov na odchyt a odstrel medveďa hneďého,
- výsledky získané z monitoringov medveďa hneďého,
- škody spôsobené medveďom na hospodárskych zvieratách, včelstvách, poľnohospodárskych plodinách a majetku za predchádzajúcu sezónu (KIMS, poľovnícka štatistika, štatistika v CEHZ, štatistika včelárskeho zväzu, ap.),
- relevantne zdokumentované nebezpečné strety medveďa s človekom,
- relevantne zdokumentovaný nebezpečný pohyb medveďa v intravilánoch a blízky extravilánoch obcí, turistických, rekreačných, liečebných a iných zariadení ap.
- lokality a počet usmrtených medveďov za predchádzajúci rok,
- údaje o stave lokalít území Natura 2000,
- iné dôležité podklady podľa uváženia poradného zboru súvisiace so škodami a nebezpečnými stretmi.

Zásady zásahu do populácie medveďa hneďého

Na základe výskumu realizovaného vo svete a na Slovensku sa dospelo k spoločnému záveru všetkých zainteresovaných strán, že je potrebné do populácie zasahovať iným spôsobom a na základe odlišných pravidiel ako tomu bolo v minulosti. Táto zmena vyplýva hlavne zo skutočnosti, že lov medveďa sa bude realizovať zásahom do rôznych vekových, hmotnostných a výškových kategórií.

Jedince medveďa sú rozdelené do štyroch základných hmotnostných kategórií:

- hmotnosť do 40 kg (odstrel jedine v prípade, že medvedica vodí tri a viac mláďat),
- hmotnosť do 100 kg,
- hmotnosť od 101 do 200,
- hmotnosť nad 200 kg.

Počet jedincov navrhovaných na odlov v jednotlivých hmotnostných kategóriách a organizačných jednotkách bude korigovaný, aby sa dosiahol požadovaný zásah do populácie medveďa v rámci celého Slovenska.

Postup realizácie plánovaného zásahu do populácie medveďa

1. Užívatelia poľovných revírov **najneskôr do polovice januára** príslušného kalendárneho roka oznámia na miestne príslušnú organizačnú jednotku ŠOP SR (ďalej len „ŠOP SR“) záujem o odstrel (odchyt) medveďa v konkrétnom poľovnom revíri. Záujem o lov (ďalej len „žiadosť“) bude oznámený telefonicky, alebo bude žiadosť podaná elektronicky prostredníctvom KIMS, alebo písomne priamo na miestne príslušnú organizačnú jednotku. V prípade, že do uvedeného termínu nebude žiadosť oznámená, bude posudzovaná až nasledujúci kalendárny rok.
2. ŠOP SR žiadosti skompletizuje, vyhodnotí a požiada všetkých členov poradného zboru o doplnenie podkladov (napr. poľovnícka štatistika ap. – údaje, ktoré nebudú evidované v prostredí KIMS).

3. ŠOP SR **najneskôr do konca januára** zvolá rokovanie poradného zboru.
4. V rámci stretnutia sa podrobne posúdi opodstatnenosť všetkých žiadostí v kontexte so všetkými škodami za predchádzajúce obdobie, ako aj riziko vzniku škôd a nebezpečných stretov v nasledujúcom období.
5. Po dohode všetkých zúčastnených sa stanoví počet a hmotnostná kategória navrhovaného odstrelu podľa jednotlivých poľovníckych subjektov.
6. Po rokovaní poradných zborov, **Riaditeľstvo ŠOP SR** (ďalej len „RŠOP SR“) zvolá pracovné stretnutie všetkých predsedov poradných zborov za účelom plošného prehodnotenia odstrelu medveďa (napr. vylúčenie možnosti neodôvodneného poľovania na medveďa v susedných revíroch ap.).
7. Po tomto stretnutí RŠOP SR vypracuje zoznam všetkých poľovníckych subjektov, revírov, katastrálnych území a lokalít kde navrhuje vydať výnimku s podrobným zdôvodnením.
8. Uvedený zoznam zašle na kanceláriu Slovenskej poľovníckej komory a na Ministerstvo životného prostredia SR.
9. SPK tento zoznam zapracuje do žiadosti o vydanie výnimky zo zákona – vydanie jedného rozhodnutia na všetky navrhované lokality kde sa má usmrtenie realizovať. SPK už zoznam nedopĺňa.
10. MŽP SR vydá pre SPK rozhodnutie o vydaní výnimky zo zakázaných činností vo vzťahu k chráneným živočíchom – medveď hnedý. V rozhodnutí budú uvedené konkrétne (dohodnuté) podmienky lovu/odchyty ako aj kontaktné osoby poverené ŠOP SR zabezpečiť meranie a odber vzoriek.
11. Vydaniu rozhodnutia predchádza odborné stanovisko ŠOP SR s vypracovaním formulárov pre zisťovacie konanie (§ 28 zákona) predbežné posúdenie vplyvu odstrelu na populáciu medveďa hnedého jednotne pre celé územie Slovenska.
12. Po vydaní výnimky si SPK zabezpečí prenos kompetencií na jednotlivé poľovnícke subjekty čím môže príslušný poľovnícky subjekt pristúpiť k realizácii usmrtenia, resp. odchyty.
13. Na realizáciu usmrtenia, resp. odchyty sa viažu príslušné podmienky vyplývajúce z platnej legislatívy na úseku poľovníctva a starostlivosti o zver v rámci Slovenskej republiky.
14. V prípade, že sa vyskytne problematická situácia ohľadne škôd a nebezpečných stretov spôsobených medveďom hnedým, bude táto situácia riešená prostredníctvom činnosti zásahového tímu. Toto však nebude mať vplyv na plánovaný zásah do populácie.

Podmienky lovu medveďa hnedého

1. Medveďa hnedého možno vo všeobecnosti loviť len v čase určenom od **1. 8. do 15. 12.**, ak komisia nerozhodne inak a len v uznaných poľovníckych revíroch, ktoré splnili podmienky na lov a bol im tento lov pridelený v rámci návrhu poradného zboru.
2. Lov bude realizovaný v tých poľovníckych revíroch, kde sa ich užívatelia v predošlom období aktívne zúčastnili monitoringu. V prípade, že poskytnú relevantné dáta z realizovaného monitoringu, **budú** zaradené do rozhodovacieho procesu o pridelení kvóty lovu. Jedná sa o dáta, ktoré sú povinní uvádzať užívatelia poľovníckych revírov, ako výsledok sčítavania zveri v zmysle zákona o poľovníctve.
3. Medveďa je možné loviť výhradne **len individuálnym** spôsobom, a to formou **posledky a postriežky**.
4. Lovu medveďa môže predchádzať vnaďenie **výlučne rastlinnou potravou** za dodržania všetkých legislatívnych noriem na úseku poľovníctva. V opodstatnených prípadoch môže poradný zbor **rozhodnúť o zamietnutí** vnaďenia.
5. Medveď hnedý sa **prednostne** loví mimo území európskeho významu v ktorých predstavuje predmet ochrany. V odôvodnených prípadoch (škody väčšieho rozsahu, častejšie pozorované jedince medveďa v blízkosti ľudských obydlií bez nebezpečných stretov ap.) **môže** poradný zbor rozhodnúť aj o love medveďa v týchto územiach.
6. V rámci jednej poľovníckej sezóny a jedného poľovníckeho revíru **je možné usmrtiť najviac jedného** jedinca medveďa hnedého. Toto obmedzenie sa **netýka** poľovníckych revírov s výmerou nad 6 000 ha, resp. prípadov lovu medvedice s medveďatami a rozhodnutí zásahového tímu.
7. Minimálne jeden deň pred začatím lovu medveďa je užívateľ poľovníckeho revíru povinný túto skutočnosť oznámiť kontaktnej osobe ŠOP SR. Zoznam kontaktných osôb je pravidelne aktualizovaný aktualizovaný na webe ŠOP SR a MŽP SR, webe NLC a MPaRV SR.
8. Po ulovení medveďa hnedého musí užívateľ poľovníckeho revíru bezodkladne pred jeho manipuláciou založiť značku na označenie raticovej zveri a veľkej šelmy a do povolenia na lov zveri zaznamenať dátum a čas ulovenia zveri, číslo založenej značky. Informáciu o ulovení je povinný bezodkladne ohlásiť poľovníckemu hospodárovi, alebo ním poverenej osobe a užívateľovi poľovníckeho revíru. Užívateľ poľovníckeho revíru bezodkladne ohlási ulovenie medveďa kontaktnej osobe príslušnej organizačnej jednotke Štátnej ochrany prírody SR za účelom vykonania prehliadky a za účelom odobratia vzoriek. Po odobratí vzoriek spoločne vyplnia záznam o ulovení (úhyne) a odchyte medveďa hnedého. V prípade nájdenia úhynu medveďa, záznam o love (úhyne) a odchyte medveďa hnedého vyplní poľovnícky hospodár spolu so zamestnancom Štátnej ochrany prírody SR. Záznam o love

(úhyne) a odchyte medveďa hnedého zamestnanec ŠOP SR zašle v elektronickej forme na MŽP SR a Riaditeľstvo ŠOP SR, ktorá záznam zaeviduje v KIMSe.

9. Vizualná prehliadka sa vykoná na mieste ulovenia, odchyty alebo nájdenia úhynu.
10. Vzorky odobraté pri vizualnej obhliadke a meraní uloveného, odchyteného (uhynutého) medveďa archivuje ŠOP SR. V prípade potreby (rozhodnutie MŽP SR) ich poskytne relevantným orgánom a organizáciám.
11. V prípade nelegálneho lovu, odchyty alebo úhynu, všetci hlásia túto skutočnosť bezodkladne užívateľovi poľovného revíru. Ten okamžite zabezpečí nahlásenie príslušnému policajnému zboru a zabezpečí vizualnú prehliadku v zmysle bodov 8. až 10. tejto prílohy. Ostatný postup je identický ako pri ulovení, odchyte a úhyne medveďa.
12. Ostatné podmienky tu bližšie neuvedené stanoví poradný zbor a MŽP SR pri každoročnom určení lovu a odchyty medveďa.

5.2.3.2 Vlk dravý

Manažment vlka dravého je v budúcnosti plánovaný ako zásah do jeho populácie na základe vydávania tzv. ročnej kvóty lovu vlka dravého. Túto kvótu každoročne určuje Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky podľa § 72 písm. m) zákona č. 274/2009 Z. z. o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.

Východiská pre určenie kvóty lovu musia vychádzať z viacerých zdrojov informácií:

- výsledky získané z monitoringu vlka dravého,
- škody spôsobené vlkom na hospodárskych zvieratách za predchádzajúce dve pastevné sezóny (KIMS, poľovnícka štatistika, štatistika v CEHZ),
- údaje o stave lokalít území Natura 2000,
- lokality a počet usmrtených vlkov za predchádzajúce tri obdobia,
- straty na raticovej zveri v predchádzajúcich dvoch poľovníckych sezónach,
- návrhy poradných zborov jednotlivých poľovných oblastí (§ 18 ods. 5 písm. e) zákona o poľovníctve) predložených okresnými úradmi v sídle kraja (§ 73 písm. k) zákona o poľovníctve).

Pri určení kvóty lovu sa bude postupovať na základe dodržiavania dvoch hlavných zásad:

- Lov vlka dravého musí zohľadňovať škody t. j. počet usmrtených domácich hospodárskych zvierat, finančné vyjadrenie škôd a ich lokalizáciu. Aplikovanie tohto princípu poukáže na lokality, kde dochádza ku konfliktným situáciám a kde je nedostatočná ochrana hospodárskych zvierat, pričom nevzniknú nové finančné nároky na získanie týchto informácií.
- Výška lovu nesmie prekročiť ročný prírastok populácie znížený o predpokladané prirodzené straty (tzv. čistý ročný prírastok). Čistý ročný prírastok **bude stanovený pomocou matematicko – štatistických modelov**, ktoré budú využívať vstupné údaje z monitoringu druhu.

Postup stanovenia ročnej kvóty lovu vlka

Ročné kvóty sa stanovujú na osobitnom rokovaní **pracovnej skupiny pre stanovenie podmienok lovu a určenie kvóty lovu vlka dravého**, ktorú zriaďuje MPaRV SR a ktorej členmi budú aj zástupcovia Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky, Štátnej ochrany prírody SR, Národného lesníckeho centra, okresných úradov, resp. Ministerstva vnútra SR a zainteresovaných mimovládnych organizácií.

Pracovná skupina pre stanovenie podmienok lovu a určenie ročnej kvóty lovu vlka bude zasadať každoročne **najneskôr do 15. októbra** príslušného kalendárneho roka. Pri zasadnutí bude disponovať vypočítaným prírastkom a kvótou z modelov návrhov, pričom do úvahy berie aj návrhy z poradných zborov poľovných oblastí v zmysle zákona o poľovníctve. Výsledná kvóta lovu vlka bude stanovená ako v prípade čistého prírastku **pomocou matematicko – štatistických modelov**, ktoré budú využívať vstupné údaje z monitoringu druhu. Okrem vypočítaných údajov do úvahy berie aj nasledovné zdroje:

- údaje z mapovania realizovaného ŠOP SR (KIMS – www.biomonitoring.sk),
- údaje z mapovania realizovaného užívateľmi poľovných revírov (poľovnícka štatistika),
- údaje z veľkoplošného monitoringu vlka na snehu na výberových plošných jednotkách – zimného stopovania,
- evidencia reprodukčných párov, resp. prírastku – letného monitoringu,
- evidencia všetkých škôd spôsobených vlkom (komisionálne šetrené a nešetrené škody – KIMS, údaje CEHZ o úbytku hospodárskych zvierat pod vplyvom veľkých šeliem, údaje o strhnutej poľovnej zveri),
- údaje z analýzy DNA z uhynutých a usmrtených jedincov vlka (hlavne pri určovaní kvót v pohraničných oblastiach),
- iné relevantné dáta (projekty, výskum a pod.).

Tieto údaje budú slúžiť pre stanovenie stavu populácie, t.j. jarného stavu zvýšeného o tzv. čistý ročný prírastok populácie zníženého o prirodzené straty a určenie kvóty lovu.

1. Lov vo vzťahu ku škodám na hospodárskych zvieratách a strhnutej poľovnej zveri

Aby bol lov vlka umiestnený do problémových oblastí s výskytom väčších škôd na hospodárskych zvieratách a strhnutej poľovnej zveri, je potrebné centrálné evidovať tieto škody (straty) a zahrnúť ich do jednotnej databázy. V zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny ŠOP SR vedie kompletnú databázu škôd určenými živočíchmi vrátane vlka dravého, kde je možné zadať všetky druhy škôd. Pri určovaní kvóty lovu bude pracovná skupina na rokovaní disponovať aktuálnymi údajmi o škodách z uvedenej databázy ŠOP SR. Okrem komisionálne posúdených škôd je žiaduce, aby chovatelia hospodárskych zvierat a užívatelia poľovných revírov zabezpečovali dokumentovanie aj ostatných škôd na hospodárskych zvieratách a strhnutej poľovnej zveri, ktoré neboli predmetom oficiálneho šetrenia.

Oficiálne šetrené škody – eviduje a zverejňuje ŠOP SR

Oficiálne nešetrené škody – zbierajú chovatelia hospodárskych zvierat užívatelia poľovných revírov. Údaje odovzdávajú na ŠOP SR, ktorá ich eviduje a zverejňuje. V prípade, že do termínu **01. 10** príslušného kalendárneho roka **bude ŠOP SR uvedenými údajmi disponovať**, lokality **budú zaradené** do procesu „kvótovania“.

2. Určenie prírastku a strát pre určenie kvóty lovu vlka

Výška prírastku populácie sa odvíja od stavu a ročného prírastku populácie na Slovensku, pričom ročný prírastok populácie predstavuje počet jedincov narodených v konkrétnom roku v rámci jednotlivých svoriek v jesennom stave. Dôležitým faktorom sú aj straty na populácii. Straty na populácii zahŕňajú úbytok na prírastku, ako aj straty na dospelých jedincoch, spôsobené rôznymi faktormi (ochorenia, lov, vnútrodrohová konkurencia, kolízie s dopravnými prostriedkami, cezhraničné migrácie).

2. Lokalizácia lovu

Okrem určenia výšky lovu, pracovná skupina pre určovanie kvóty lovu vlka dravého rozhoduje aj o určení lokalít kde sa v konkrétnom roku bude, resp. nebude realizovať lov. Čiže každoročne budú v rámci určenia kvóty v dokumente uvedené lokality, kde sa odstrel realizovať bude alebo nebude. Lov sa nebude realizovať v územiach európskeho významu, kde vlk predstavuje predmet ochrany. Výnimka z tohto pravidla bude možná len v prípade, že sa v týchto lokalitách vyskytnú škody na hospodárskych zvieratách rozsiahlejšieho charakteru (posúdi pracovná skupina pre stanovenie podmienok lovu a ročnej kvóty vlka), pri dodržaní stanovených podmienok na elimináciu a predchádzanie škodám. Z tohto dôvodu **môže byť** lov navrhnutý aj v týchto lokalitách. Uvedenému predchádza vypracovanie formulára pre zisťovacie konanie (§ 28, zákona). Adekvátne platí aj pre straty na poľovnej zveri pod vplyvom rozsiahlejšej predácie vlkom dravým.

Na základe ročného prírastku zníženého o predpokladané prirodzené straty na populácii sa určí ročná kvóta lovu vlka pre územie Slovenskej republiky, okrem území vymedzených v § 71 ods. 1 písm. a), bod 6, písm. a), b), c) a d) vyhlášky č. 344/2009 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon o poľovníctve v znení neskorších predpisov (ďalej len „vyhláška“).

3. Podmienky lovu vlka dravého

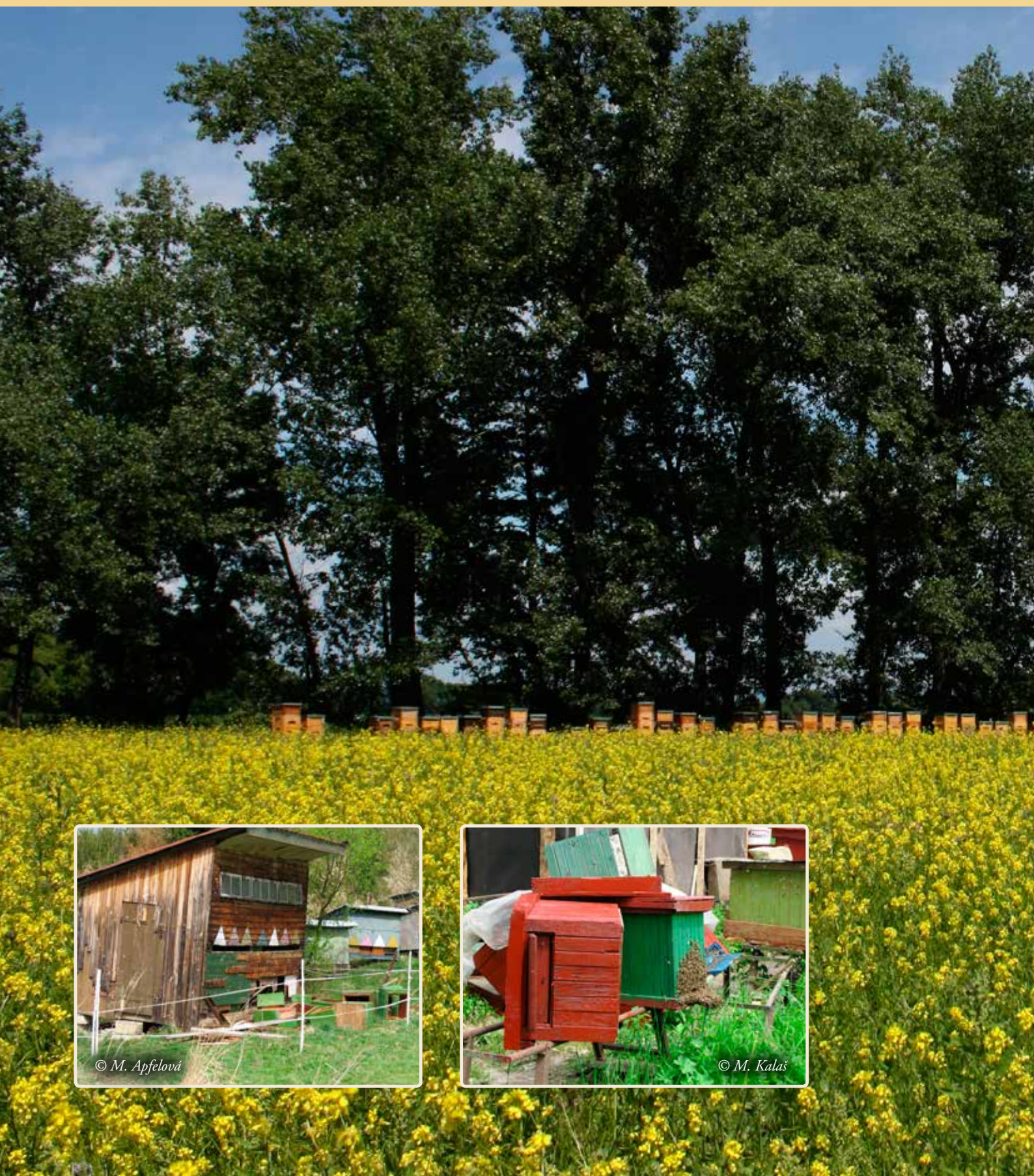
1. Vlka dravého možno loviť **v čase od 1. 11. do 15. 1, resp. do doby, pokiaľ už dôjde k naplneniu určenej kvóty lovu vlka dravého** v uznaných poľovných revíroch, okrem území vymedzených v § 71 ods. 1 písm. a), bod 6, písm. a), b), c) a d) vyhlášky a území európskeho významu, kde vlk dravý predstavuje predmet ochrany (v prípade, že pri určení kvóty odstrelu neurčí MPaRV SR inak).
2. Lov bude realizovaný v tých poľovných revíroch, kde sa ich užívatelia v predošlom období aktívne zúčastnili monitoringu. V prípade, že poskytnú relevantné dáta z realizovaného monitoringu, **budú** zaradené do rozhodovacieho procesu o pridelení kvóty lovu. Jedná sa o dáta, ktoré sú povinní uvádzať užívatelia poľovných revírov, ako výsledok sčítavania zveri v zmysle zákona o poľovníctve.
3. Vlka je možné loviť prednostne **posledkou, postriežkou**. Pracovná skupina v odôvodnených prípadoch (pravidelne sa opakujúce škody na hospodárskych zvieratách) **môže** rozhodnúť aj o love vlka na **spoločných poľovačkách** pre konkrétne lokality. Toto rozhodnutie sa netýka území európskeho významu, kde vlk predstavuje predmet ochrany.

4. **V rámci jednej spoločnej poľovačky, jednej poľovnickej sezóny a jedného poľovnickeho revíru je možné usmrtiť najviac dvoch jedincov.**
5. **V prípade, že na určitých lokalitách bude povolený lov aj na spoločných poľovačkách a dôjde k odloveniu celej svorky (jej zdecimovaniu), nebudú uvedené lokality zaradené do procesu kvótovania.**
6. **Na spoločnej poľovačke, na ktorej bude umožnený aj lov vlka dravého, je možný maximálny počet tridsať (30) strelcov.**
7. Po ulovení vlka dravého musí poľovník bezodkladne pred jeho manipuláciou založiť značku na označenie raticovej zveri a veľkej šelmy a do povolenia na lov zveri zaznamenať dátum a čas ulovenia zveri, číslo založenej značky. Informáciu o ulovení je povinný bezodkladne ohlásiť poľovníckemu hospodárovi, alebo ním poverenej osobe a užívateľovi poľovného revíru. Užívateľ poľovného revíru bezodkladne ohlási ulovenie vlka dravého osobe určenej príslušným okresným úradom a príslušnej organizačnej jednotke Štátnej ochrany prírody SR za účelom vykonania prehliadky a za účelom odobratia vzoriek. Po odobratí vzoriek spoločne vyplnia záznam o ulovení/úhyne vlka dravého. V prípade nájdenia úhynu vlka dravého, záznam o love/úhyne vlka dravého vyplní poľovnícky hospodár spolu s poverenou osobou z príslušného okresného úradu a zamestnancom Štátnej ochrany prírody SR. Záznam o love/úhyne vlka dravého okresný úrad bezodkladne zašle v elektronickej forme na príslušný odbor opravných prostriedkov a ŠOP SR, ktorá záznam zaeviduje v KIMSe.
8. Vizualná prehliadka sa vykoná na mieste ulovenia alebo nájdenia úhynu. Zoznam zamestnancov Štátnej ochrany prírody SR, ktorí vykonajú vizuálnu prehliadku sa každoročne aktualizuje.
9. Vzorky odobraté pri vizuálnej obhliadke a meraní uloveného/uhynutého vlka archivuje ŠOP SR. V prípade potreby (rozhodnutie MŽP SR a MPaRV SR) ich poskytne relevantným orgánom a organizáciám.
10. V prípade nelegálneho lovu alebo úhynu, všetci hlásia túto skutočnosť bezodkladne užívateľovi poľovného revíru. Ten okamžite zabezpečí nahlásenie príslušnému policajnému zboru a zabezpečí vizuálnu prehliadku v zmysle bodov 7. a 8. tejto prílohy. Ostatný postup je identický ako pri ulovení a úhyne vlka.
11. Ostatné podmienky tu bližšie neuvedené stanoví MPaRV SR pri určení kvóty.

5.2.3.3 Rys ostrovid

Čo sa týka praktického manažmentu rysa ostrovida na Slovensku nepredpokladáme žiadne zmeny pri zabezpečovaní zásahom do jeho populácie. V praxi to znamená, že v prípade výskytu značných konfliktných situácií (škody spôsobené na hospodárskych zvieratách) spôsobených rysom môže ktorákoľvek fyzická alebo právnická osoba podať žiadosť o vydanie výnimky z druhovej ochrany na usmrtenie, resp. odchyt takéhoto problematického jedinca.

6 OCHRANA A MANAŽMENT VELKÝCH ŠELIEM V PRAXI



© M. Apšlová



© M. Kalas

© SPPK





6.1 Medvede a doprava

Slavomír Findo

Dopravné komunikácie ovplyvňujú voľne žijúcu zver mnohokrát spôsobom, najmä stratou alebo fragmentáciou biotopov, obmedzením voľného pohybu a usmrcovaním. Vplyv ciest na populácie zveri je významný a narastajúci problém v celosvetovom meradle. V poslednom desaťročí bol výskum tejto témy predmetom mnohých štúdií a je čoraz väčšou výzvou pre inštitúcie, ktoré sa zaoberajú dopravou a manažmentom prírodných zdrojov. Kolízie so zverou ovplyvňujú samotnú zver, bezpečnosť dopravy a majetok ľudí. Vo väčšine prípadov zvieratá uhynú hneď alebo krátko po kolízii. Niekedy nejde len o utrpenie zvierat, ale mortalita na cestách môže niektoré druhy ovplyvniť na úrovni populácie v dôsledku fragmentácie biotopov a ďalších súvisiacich negatívnych efektov dopravy. Doprava je často hlavným dôvodom mortality živočíchov, ktoré potrebujú veľký priestor na presuny a migrácie.

Po vstupe Slovenska do EÚ evidujeme zrýchlený rozvoj dopravnej infraštruktúry a významný nárast počtu dopravných prostriedkov na cestách.

V minulosti málo početné prípady kolízií dopravy so zverou nadobudli v súčasnosti hrozivý rozmer. V roku 2014 sme na Slovensku zaevidovali 6 156 prípadov dopravných nehôd s veľkými druhmi kopytníkov (99,6 %) a šeliem (0,4 %), pričom škoda na tejto zveri bola vyčíslená na 1 876 tis. EUR (Poľovnícky GIS).

Diaľnice a rýchlostné cesty výrazne ovplyvňujú funkcie ekosystémov. Dopady rýchleho rozvoja hlavných dopravných koridorov na veľké druhy zveri a ich životné prostredie nie sú zatiaľ dostatočne objasnené a zohľadnené pri výstavbe cestnej dopravnej siete. V procese hodnotenia vplyvu výstavby diaľnic a rýchlostných ciest na životné prostredie (EIA) na Slovensku chýbajú exaktné informácie o priesečníkoch areálov a migračných koridorov veľkých druhov zveri s hlavnými cestnými ťahmi. Prechody pre zver alebo oploštenia pre zamedzenie jej vstupu na cestné teleso sa v súčasnosti navrhujú pri plánovaní výstavby konkrétneho úseku ciest, ale chýba celoštátny prehľad o migračných koridoroch veľkých druhov zveri a ich význame pre zachovanie priechodnosti krajiny na území celých Západných Karpát a ich prepojenia na Východné Karpaty. Prvá štúdia zameraná na identifikáciu tzv. kritických úsekov na diaľniciach a rýchlostných cestách pre zabezpečenie priechodnosti krajiny pre veľké druhy cicavcov bola realizovaná v rokoch 2005 – 2006 (Findo *et al.* 2007). Celkom sa identifikovalo 32 kritických úsekov, z toho 12 na diaľniciach a 20 na rýchlostných cestách. Dôležitou úlohou je teda zmiernenie fragmentácie krajiny v dôsledku rozvoja cestnej infraštruktúry na celom území Slovenska vrátane pohraničných oblastí s Mo-



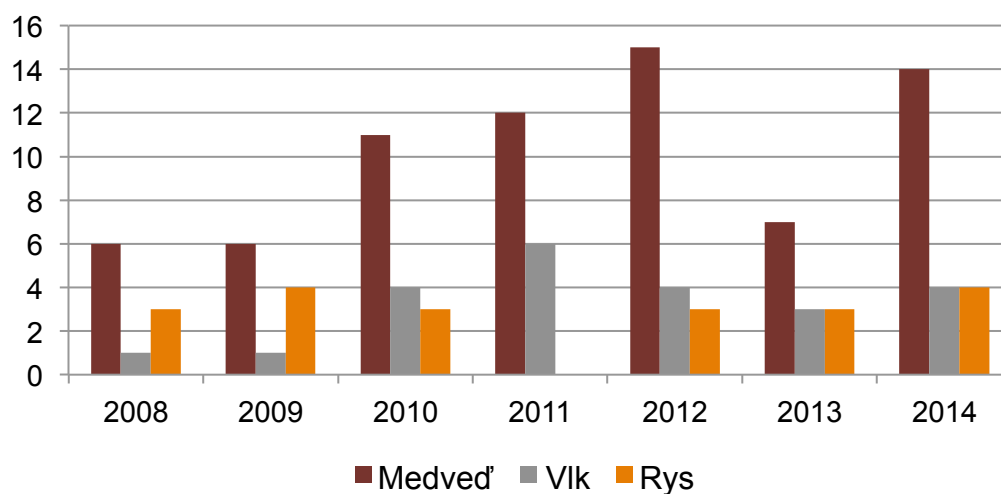
Obr. 1 Zrazený medveď na koľajniciach

ravou, južným Poľskom, Ukrajinou a čiastočne aj Maďarskom a Rakúskom. Identifikovanie biokoridorov zveri má význam nielen z hľadiska udržania prepojenosti populácií, ale aj z hľadiska bezpečnosti cestnej dopravy. Na mortalitu zveri a priechodnosť krajiny, okrem hlavných dopravných koridorov, môžu významne vplývať aj cesty prvej triedy, prípadne i cesty nižších kategórií. Vplyvy automobilovej dopravy na zver charakterizujú hlavne dva ukazovatele: intenzita dopravy, čo je počet vozidiel, ktoré určitým úsekom prejdú za 24 hod. a časový odstup medzi prechádzajúcimi dopravnými prostriedkami. Zvyšujúce sa hodnoty týchto dvoch ukazovateľov vytvárajú rôzne úrovne bariérového efektu, ktorý možno charakterizovať nasledovne (Seiler 2001):

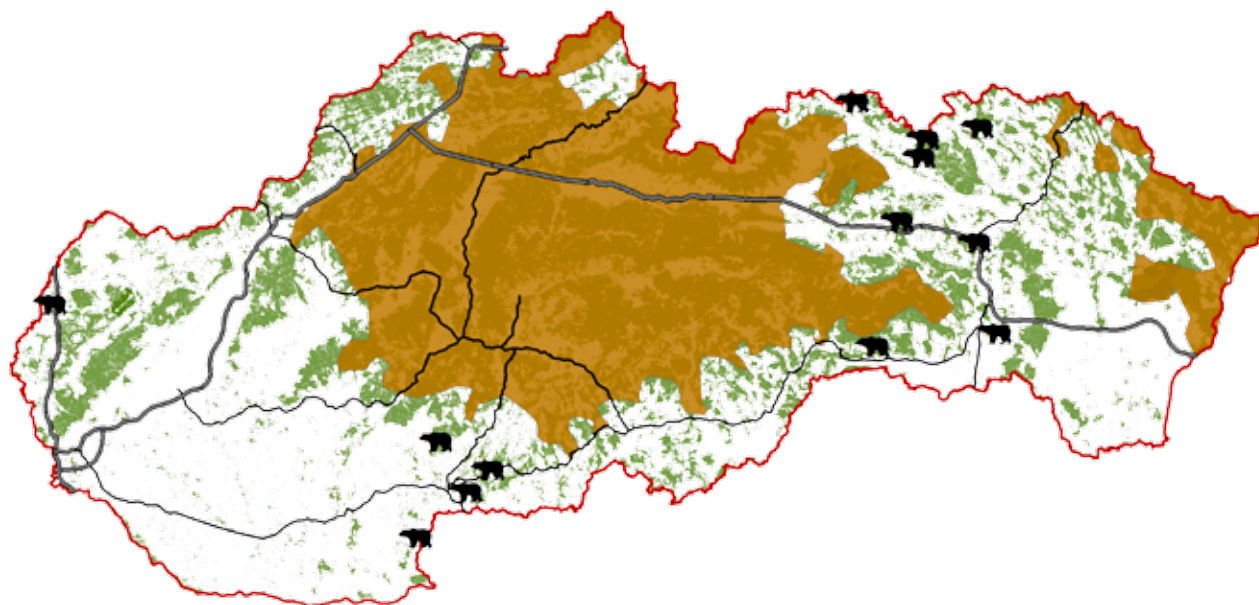
- (1) Nespevnené cesty a cesty tretej triedy s malou intenzitou dopravy zanedbateľne ovplyvňujú pohyb zveri, resp. ich zver používa na presuny.
- (2) Železnice a cesty s intenzitou dopravy 1 000 vozidiel/24 hod. spôsobujú náhodnú mortalitu, ale priechodnosť je zachovaná.
- (3) Dopravná záťaž 5 000 vozidiel/24 hod. môže na niektoré druhy pôsobiť výrazným bariérovým efektom.
- (4) Dopravná záťaž od 5 000 do 10 000 vozidiel je významnou bariérou pre mnohé terestrické živočíchy, ale vzhľadom na veľké rušenie, mortalita môže značne kolísť a nemusí s nárastom dopravy priamo úmerne stúpať.
- (5) Diaľnice a rýchlostné cesty s dopravnou záťažou vyšie 10 000 vozidiel za deň pôsobia prakticky ako nepreniknuteľná bariéra pre takmer všetky druhy zveri. Odrádzajú zvieratá priblížiť sa k cestnému telesu alebo tie, ktoré sa pokúsia prekročiť cestu, sú spravidla usmrtené.

Kým v minulosti bola mortalita medvedov na Slovensku v dôsledku železničnej a cestnej dopravy ojedinelá, v ostatných rokoch každoročne evidujeme jedince usmrtené dopravnými prostriedkami (obr. 2). Pre mortalitu medvedov u nás majú predovšetkým význam cesty I. a II. triedy s vysokou dopravnou záťažou.

Za najzávažnejší negatívny vplyv rozvíjajúcej sa cestnej dopravy treba pokladať vplyv na fragmentáciu areálu, resp. biotopov medveďa hnedého. Dlhodobou činnosťou človeka, najmä odlesňovaním a zástavbou, bol areál medveďa na Slovensku rozdelený na východnú časť a súvislú oblasť v centrálnej časti štátu (obr. 3). Areál medveďa je tiež rozdelený aj na poľskej strane, preto celá západokarpatská populácia je izolovaná od východokarpatskej. Táto skutočnosť bola potvrdená aj genetickými metódami (Straka *et al.* 2011). Ojedinelý a dočasný výskyt medvedov mladších vekových kategórií v priestore medzi obidvomi subpopuláciami súvisí s rozptýlením subadultných jedincov v čase rozmnožovania z jadrovej oblasti výskytu, prípadne s ich emigráciou do vzdialených oblastí. Plánovaná rýchlostná cesta R4, najmä v úseku medzi Prešovom a Vyšným Komárnikom bude mať pravdepodobne ďalší nežiaduci dopad na prípadné prepojenie východnej a centrálnej časti areálu medveďa na Slovensku. Stane sa tak najmä vtedy, ak v plánovanom úseku rýchlostnej cesty R4 nebudú na vhodných miestach vybudované migračné objekty pre zver, ktoré medveď veľmi dobre využíva.

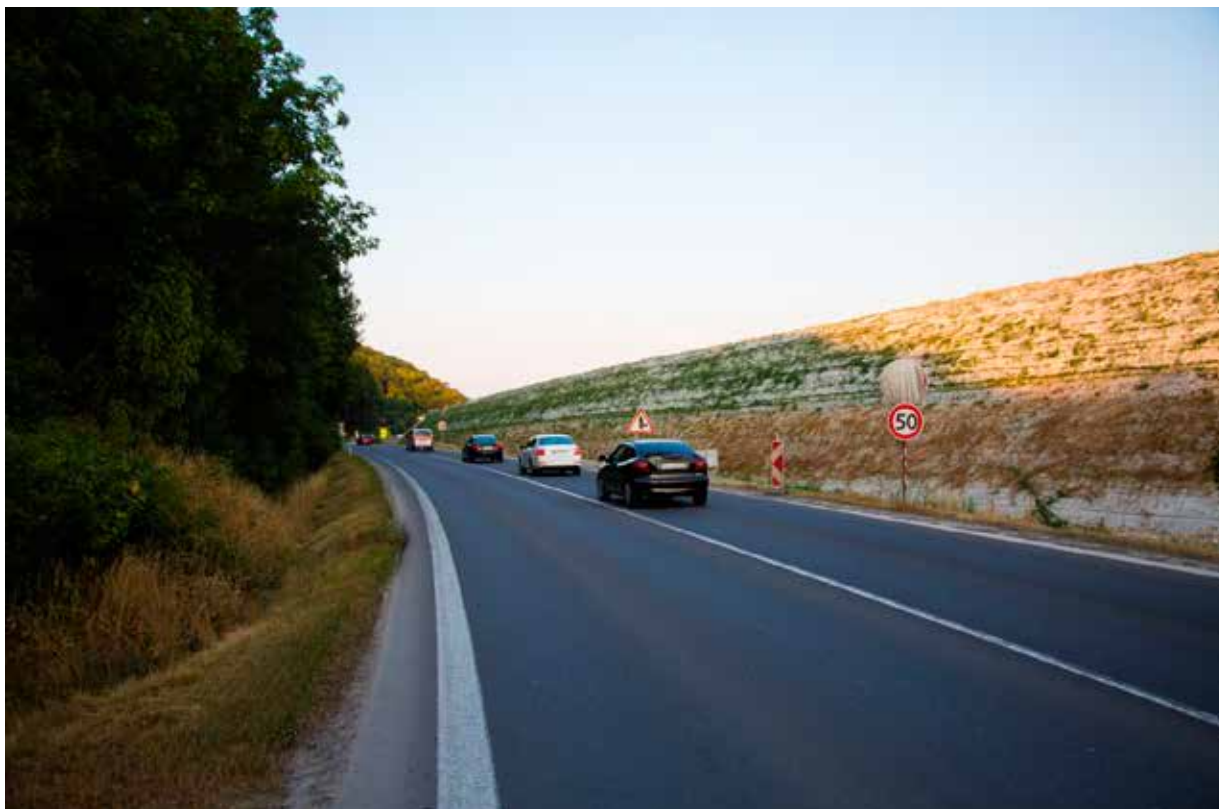


Obr. 2 Mortalita veľkých šeliem vplyvom dopravy v rokoch 2008 – 2014 (zdroj: Poľovnícky GIS)



Obr. 3 Rozšírenie medveďa hnedého na Slovensku a hlavné dopravné koridory (diaľnice a rýchlostné cesty). Ojedinelé výskyty medveďa mimo súvislý areál rozšírenia (Findo *et al.* 2014).

Z veľkej časti už dobudovaný úsek diaľnice D1 medzi Dubnou Skalou a Prešovom, napriek početným mostom a vybudovaniu nadchodu Važec–Mengušovce limituje presuny medveďov v rámci inak kontinuálneho stredoslovenského areálu. Potenciálnou hrozbou pre fragmentáciu areálu medveďa sú rýchlostné cesty R2, R3 a R1. Na týchto rýchlostných cestách v minulosti neboli vybudované migračné objekty, ale aj tak ich medvede prechádzali. Napriek existencii úseku R1 medzi Zvolenom a Hronským Beňadikom, medvede v minulosti osídlili Štiavnické vrchy, pravdepodobne prechodom z Kremnických vrchov. Nárast intenzity dopravy a oplotenie rýchlostných ciest v nedávnej minulosti však môže pre medvede vytvoriť úplnú migračnú bariéru. Okrem toho, pri výstavbe nových úsekov rýchlostných ciest sa vôbec alebo v nedostatočnom počte budujú migračné objekty. Ako príklad možno uviesť vybudovanie úseku rýchlostnej cesty R2 Pstruša – Kriváň v násype, bez jediného ekoduktu, hoci lokality prechodov zveri z pohoria Rohy južným smerom boli investorovi v predstihu poskytnuté (Findo *et al.* 2007, obr. 4).



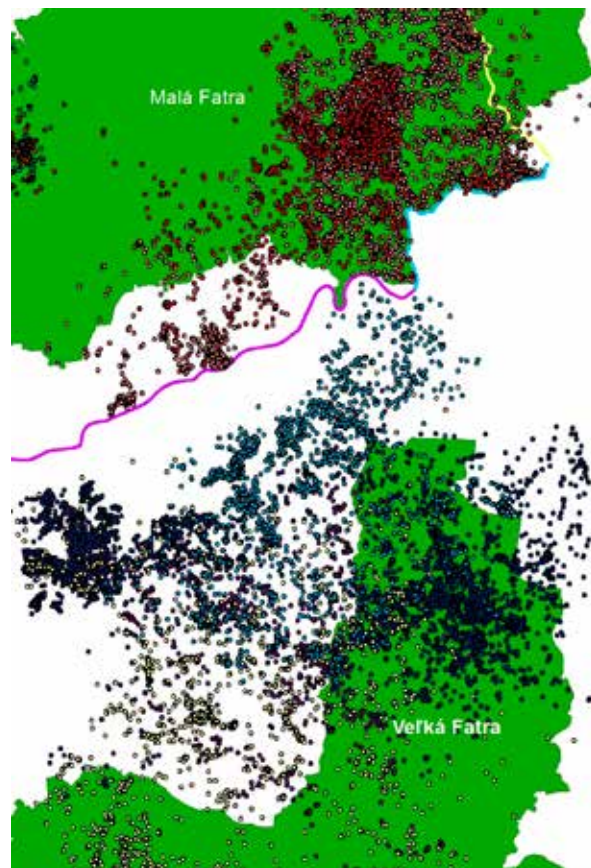
Obr. 4 Nevhodné technické riešenie výstavby rýchlostnej cesty R2 Pstruša – Kriváň, ktoré vytvorilo nepreniknuteľnú bariéru pre zver a zničilo niekoľko funkčných migračných koridorov (Foto: M. Mikušová)

Pri vysokej dopravnej záťaži môžu cesty prvej a druhej triedy pôsobiť bariérovým efektom na veľké druhy zveri. Slovensko je tranzitným štátom, cez ktorý prechádza medzinárodná kamiónová preprava, zo západnej časti do Poľska, na Ukrajinu a do Ruska. Tieto dopravné koridory prechádzajú areálom medveďa hnedého, kde v niektorých úsekoch dochádza k veľmi nepriaznivej situácii z hľadiska zachovania priechodnosti krajiny pre tento druh. Do značnej miery izolácie sa v dôsledku vysokej dopravnej záťaže dostali medvede žijúce v pohorí Malá Fatra. Mortalitu medveďov vplyvom dopravy v širšom regióne tohto pohoria opísal Kalaš (2014). V rokoch 1997 – 2014 tu v dôsledku kolízií s dopravou uhynulo 31 medveďov (23 auto, 8 vlak). Väčšina týchto úhynov bola sústredená v úseku cesty prvej triedy I/18 medzi Strečnom a Vrútkami, ako aj obcami Sučany - Kraľovany. Medzi Martinom a Ružomberkom sa realizuje výstavba diaľnice D1, ktorej úsek Turany – Hubová zatiaľ nie je z technického ani environmentálneho hľadiska doriešený. Pred výstavbou tohto úseku sa realizoval monitoring pohybu veľkých šeliem s dôrazom na medveďa hnedého, ktorý okrem územia určeného pre výstavbu diaľnice zahŕňoval aj posúdenie priechodnosti cesty prvej triedy I/18 pre zver (Findo *et al.* 2015). Monitoring sa realizoval tromi metódami, evidenciou pobytových znakov, fotopascami a GPS telemetriou medveďa a rysa. Z výsledkov vyplynulo, že cesta I/18 pri dopravnej záťaži 29 200 vozidiel/24 hod. bola úplnou zábranou pre prechod telemetricky monitorovaných medveďov, a že okrem nich, niektoré neoznačené, podľa veľkosti stôp mladšie medvede, náhodne dokázali prejsť cez cestu. Ďalším

zistením bolo, že cesta I/70 v úseku Kraľovany – Párnica, pri dopravnej záťaži 20 000 vozidiel/24 hod., bola tiež úplnou zábranou pre telemetricky monitorované medvede (obr. 5).

Pre zmiernenie dopadov rozvoja dopravy a dopravnej infraštruktúry na terestrické cicavce je rozhodujúce zohľadňovať priestorové nároky jednotlivých druhov, ktoré sú nevyhnutné pre uspokojovanie ich každodenných potrieb pri vyhľadávaní potravy a lokalít odpočinku, ale aj diaľkových presunov a migrácií. Priestorové nároky medveďa hnedého sú veľké, ich domovské územie, v závislosti od pohlavia, veku a reprodukčného statusu sa v našich podmienkach pohybuje od 70 do 300 km², výnimočne až do 500 km² (Findo, nepubl. údaj). Okrem toho subadultné jedince, najmä samce, v súvislosti s vyhľadávaním nových teritórií sa presúvajú na veľké vzdialenosti. Tieto rozsiahle presuny sú známe predovšetkým v období rozmnožovania. Medvede pri hľadaní potravy prekonávajú menšie vzdialenosti v rámci domovského okrsku, pričom do blízkosti cestných komunikácií sa dostávajú najmä v lete a jeseni. Súvisí to s vyhľadávaním potravy na poliach s atraktívnymi plodinami (kukurica, ovos, pšenica), ktoré sú často v bezprostrednej blízkosti cestných komunikácií alebo ovocia v blízkosti ľudských obydľí. Ak sa les nachádza v blízkosti cesty, riziko stretu vozidiel so zverou je v miestach ich prechodov vždy vysoké.

Naznačené skutočnosti vyplývajúce z biologických potrieb medveďa hnedého je potrebné brať do úvahy pri výstavbe diaľnic a rýchlostných ciest. Napriek tomu, že táto požiadavka je zahrnutá v predpisoch pre výstavbu týchto cestných komunikácií, migračné objekty pre zver sú u nás stále zriedkavosťou.



Obr. 5 Ukážka vplyvu bariérového efektu ciest prvej triedy I/18 (fialová) a I/70 (modrá) na telemetricky monitorované medvede v Národných parkoch Veľká a Malá Fatra (Findo 2015).



6.2 Škody spôsobené veľkými šelmami, preventívne opatrenia na ich čiastočnú, resp. úplnú elimináciu a náhrady škôd

Vladimír Antal, Peter Kaštier & Marianna Čertíková

Stála prítomnosť medveďa, vlka a rysa na Slovensku sa prejavuje, resp. sa už aj v minulosti prejavovala výskytom škôd spôsobených týmito šelmami. Zabezpečovanie neprirodzenej potravy z ľudskej činnosti je z pohľadu poľnohospodárov, včelárov, chovateľov hospodárskych zvierat, ako aj bežných občanov považované za škodlivú činnosť.

V súčasnosti sme svedkami toho, že počet hospodárskych zvierat na Slovensku má v ostatných rokoch klesajúcu tendenciu, čo sa negatívne odzrkadľuje nielen v nedostatočnej úrovni sebestačnosti Slovenska vo výrobe základných potravín, ale aj v tom, ako sa pretvára podoba slovenského vidieka a ráz krajiny. Počet oviec v SR je v ostatnom období pomerne stabilizovaný, ale počet kôz je veľmi nízky. Počet hovädzieho dobytku neustále klesá. Problémy so znižovaním počtu včiel sú zaznamenané celosvetovo a nevyhýbajú sa ani Slovensku. Počet včelstiev v porovnaní s rokom 1989 poklesol o viac ako polovicu. Z pohľadu potenciálu trvalých trávnych porastov je preto žiaduce zvýšiť počty oviec, kôz, včiel aj hovädzieho dobytku v Slovenskej republike. V praxi sa však stretávame s opačnou situáciou, keď sa mnohí chovatelia vzdávajú chovu hospodárskych zvierat alebo včelárstva, či pestovania určitých plodín, predovšetkým ovocných drevín, a to z rôznych mikroekonomických ale aj makroekonomických dôvodov. Práve v podhorských a horských oblastiach, kde je chov hospodárskych zvierat a včiel najviac žiaduci, sa k týmto dôvodom pridáva aj obava chovateľov z veľkých šeliem. Predovšetkým predchádzajúca negatívna skúsenosť chovateľov, pestovateľov a včelárov ich môže odradiť od ďalšej produkcie alebo k prechodu na iný spôsob hospodárenia. Ide napríklad o situácie, keď včelári presunú úle z horských oblastí bližšie k urbanizovaným

oblastiam, čo má za následok zásadný vplyv na kvalitu a cenu medu, alebo o situácie, keď chovatelia hospodárskych zvierat prechádzajú z pastevného spôsobu chovu na chov v uzatvorených priestoroch, resp. chov úplne zrušia a venujú sa rastlinnej výrobe.

Aj napriek skutočnosti, že oproti zákonu č. 23/1962 Zb. o poľovníctve, kde boli veľké šelmy zaradené medzi škodnú zver sú v novom zákone (274/2009 Z. z.) zaradené ako voľne žijúca zver, ostávajú v povedomí poľovníckej verejnosti veľké šelmy ako zver, ktorá spôsobuje neúmerne veľké škody na raticovej prežúvavej a diviácej zveri, resp. neúmerne nebezpečné strety. Tento názor pretrváva aj napriek faktu, že jelenia, srnčia a diviacia zver predstavuje prirodzený zdroj potravy pre veľké šelmy.

O škodách, ktoré veľké šelmy spôsobovali obyvateľstvu už v minulosti svedčí aj to, že tieto šelmy boli považované za škodlivé, a vtedajšie právne normy a inštrukcie dovoľovali, resp. aj priamo nariaďovali ich voľný lov, lepšie povedané ich zámerné ničenie. V minulosti viacerí autori ako sú Čech, Vodička a Záborský vo svojich príspevkoch pre časopis Naše poľovníctvo (1935) popisovali škody spôsobené týmito živočíchmi. Aj v neskoršom období viacerí autori uvádzajú vznik škôd spôsobených vlkom a rysom, napr. Hell & Sládek (1974) uvádzajú, že „v Levočských vrchoch v rokoch 1939 – 40 strhli vlky 32 jalovic a 62 oviec a v roku 1948 v okrese Stará Ľubovňa 12 jalovic a najmenej toľko oviec. V obci Pichne (okr. Humenné) roztrhali vlky na jeseň r. 1963 16 oviec a zopár kôz. Pri Rošovciach (okr. Medzilaborce) roztrhali r. 1964 za 14 dní 11 kôz. V tom istom roku vnikli v Čabalovciach (okr. Humenné) do košiar a roztrhali 40 oviec. V r. 1949 roztrhali vlky v obci Kusín 27 kôz.“ V prípade rysa tieto autori uvádzajú, že „na domácich zvieratách škodí rys menej často ako ostatné veľké šelmy. Avšak v roku 1958 z okresu Liptovský Mikuláš nahlásili, že údajne tam rysy strhli 42 a v r. 1959 dokonca 47 oviec.“

Prvú väčšiu štúdiu o škodách spôsobených medveďom na území Slovenska realizoval Škultéty (1970). Podľa tohto autora medvede v rokoch 1965 až 1967 usmrtili v rámci ich vtedajšieho areálu rozšírenia celkom 458 hospodárskych zvierat a poškodili 546 včelstiev (úfov). Z hospodárskych zvierat to boli predovšetkým škody na ovciach, keď bolo usmrtených, resp. poranených za tri roky 317 kusov. Pomerne vysoké boli aj škody na hovädzom dobytku. Celkove medvede v týchto rokoch zabili 138 zvierat, pričom jednoznačne dominovali škody na jaloviciach a len v menšom počte boli zastúpené kravy. Súvisí to s tým, že kravy sa na rozdiel od jalovic pasú vždy nižšie v dolinách v blízkosti ľudských obydlií, lebo ich treba denne dojiť. V týchto miestach sa medvede objavujú len ojedinele a preto sú aj škody na kravách zriedkavejšie. Okrem toho medvede usmrtili ešte tri kozy. Početnosť medveďa sa v tomto období odhadovala na 334 až 352 jedincov. Autor popisuje aj škody na poľnohospodárskych plodinách, najmä na ovse v mliečnej zrelosti. Konštatuje, že nárast škôd v tom období súvisel so zvyšujúcimi sa stavmi medveďov.

Hell & Slamečka (1999) uvádzajú, že v roku 1986 medvede zabili 659 oviec, jeden kus hovädzieho dobytku a rozbili 597 včelínov. Najviac týchto škôd bolo hlásených z bývalých okresov Liptovský Mikuláš, Dolný Kubín, Banská Bystrica a Žilina.

Podrobnejšiu štúdiu škôd spôsobených veľkými šelmami riešili aj Hell *et al.* (1997). Uvádzajú, že v sezóne 1996/1997 veľké šelmy na území Slovenska usmrtili 591 oviec, 10 kôz a 49 jedincov hovädzieho dobytku, spolu teda 650 kusov hospodárskych zvierat. Pritom najviac usmrtených zvierat pripadá na medveďa (63 %). Na vlka 36 % a na rysa len necelé 1 %. Okrem toho medvede zničili ešte 316 včelstiev. Najviac usmrtených oviec pripadá na medvede (395 kusov) a naopak hovädzieho dobytku (40 kusov) na vlky. Z jednotlivých krajov Slovenska boli škody na hospodárskych zvieratách najčastejšie vykázané v Žilinskom (60,2 % z hlásených škôd), Prešovskom (16,9 %) a Banskobystrickom kraji (11,1 %). Zvyšné škody boli hlásené z Trenčianskeho a Košického kraja. Rovnako tomu bolo aj v prípade poškodených včelstiev (Žilinský kraj – 41,5 %, Prešovský – 24,4 %, Banskobystrický – 23,1 %). Okrem hospodárskych zvierat v uvedenej sezóne veľké šelmy strhli a usmrtili 896 kusov jelenej, 824 kusov srnčej a 400 kusov diviácej zveri.

Význam škôd spôsobovaných veľkými šelmami a nedostatok informácií o týchto škodách viedol k snahe zaviesť ich podrobnú evidenciu. Preto od roku 1997 bola zavedená do poľovníckeho štatistického zisťovania aj problematika škôd spôsobených veľkými šelmami. Nakoľko táto štatistika priamo závisela od ochoty hospodárov nahlásiť tieto škody, považujeme ju za značne nepresnú. Z uvedeného dôvodu bola na Slovensku zavedená oficiálna štatistika škôd spôsobených chránenými živočíchmi, ktorú v zmysle zákona o ochrane prírody a krajiny vedie ŠOP SR.

Tak ako v minulosti, aj v súčasnosti ľudia realizujú chov hospodárskych zvierat (najmä oviec, včiel) ako aj pestovanie poľnohospodárskych plodín na miestach kde sa pravidelne, alebo len sporadicky vyskytujú veľké šelmy. Tieto lokality však vo väčšine prípadov predstavujú areál ich prirodzeného rozšírenia. Z uvedeného teda logicky vyplýva, že v uvedených lokalitách, vo väčšej alebo menšej miere vznikajú konflikty v podobe škôd a v prípade medveďa aj nebezpečných stretov. Škody spôsobené veľkými šelmami rozdeľujeme nasledovne:

- škody na hospodárskych zvieratách (ovce, kozy, hovädzí dobytok, osly, kone, ošípané, hydina, králiky príp. iné druhy zvierat chovaných na hospodárske účely), pastierskych psoch a pastierskych strážnych psoch,
- škody na včelstvách a včelárskych zariadeniach,
- škody na poľnohospodárskych plodinách, ovocných drevinách a sadoch,
- škody na majetku,
- nebezpečné strety človeka s medveďom, predstavujú špecifické škody na zdraví a živote človeka a podrobne sú popísané v kapitole 6.3.

6.2.1 Prehľad škôd spôsobených veľkými šelmami

Na úvod tejto kapitoly je potrebné uviesť niekoľko základných údajov o škodách spôsobených veľkými šelmami. Existuje veľký rozdiel v týchto škodách, nakoľko vlk a rys spôsobujú škody len na hospodárskych zvieratách, pričom medveď má oveľa väčší dia-pazón a spôsobuje aj ostatné škody uvedené vyššie. V prvých kapitolách rozoberáme všetky druhy škôd, ich finančné ohodnotenie, percentuálne zastúpenie, spôsob vzniku škody. V ďalších kapitolách pojednávame o príčinách vzniku týchto škôd, spôsobe šetrenia a náhrady finančných prostriedkov za vzniknuté škody. Osobitnou kapitolou sú súčasné a navrhované preventívne opatrenia zabezpečujúce čiastočnú, resp. úplnú elimináciu škôd spôsobených veľkými šelmami v rôznych oblastiach národného hospodárstva.

Špecifickým prípadom sa na Slovensku stala aj možnosť komisionálneho šetrenia a uhrádzania finančných prostriedkov za strhnutú raticovú prežúvavú a diviačiu zver pod vplyvom predáčného tlaku medveďa hnedého a vlka dravého na Slovensku. Nakoľko je v legislatíve na úseku ochrany prírody SR zakotvená možnosť úhrady týchto „škôd“ aj napriek skutočnosti, že poľovná zver predstavuje prirodzený zdroj potravy pre veľké šelmy, v publikácii uvádzame aspoň prehľad uhradených škôd. Ako bolo uvedené vyššie „škody“ na poľovnej zveri sa uhrádzajú len v prípade jej strhnutia vlkom a medveďom, takéto „škody“ spôsobené rysom sa neuhrádzajú.

V predkladaných tabuľkách č. 1 a 2 nie sú uvedené škody spôsobené rysom, nakoľko za sledované obdobie predstavujú len minimálny počet prípadov (3 prípady), finančné ohodnotenie (1 213 Eur) a minimálny podiel na všetkých škodách (0,11 %).

Tab. 1 Prehľad náhrad škôd spôsobených medveďom v rokoch 2005 – 2014 (Zdroj: ŠOP SR, 2015)

Rok	Včelstvá	Ovce, kozy	Dobytok	Poľnohos. úroda	Dreviny	Poľovná zver	Ujma na zdraví	Spolu
2005	19 683,93	20 771,43	3 265,98	2 039,77	1 828,29	0,00	0,00	47 589,39
2006	14 510,95	20 118,00	640,14	2 263,83	580,53	0,00	0,00	38 113,46
2007	18 952,27	8 552,75	2 355,21	10 681,11	185,72	597,49	4 633,54	45 958,08
2008	19 982,17	9 256,99	3 733,29	15 268,80	1 908,52	464,71	88 346,41	138 960,90
2009	24 876,84	11 076,12	0,00	5 858,71	65,00	232,35	0,00	42 109,02
2010	45 643,98	9 494,54	4 036,00	21 443,03	3 393,47	0,00	1 726,00	85 737,02
2011	13 156,25	8 558,78	2 294,00	11 758,92	808,19	996,00	53 225,84	90 797,98
2012	24 151,48	8 916,63	6 889,40	13 693,07	945,63	996,00	1 886,40	57 478,61
2013	7 971,99	5 747,86	2 843,10	5 196,60	167,04	0,00	0,00	21 926,59
2014	15 343,29	6 634,58	4 815,00	57 193,50	5 884,44	287,04	9 831,58	99 989,43
SPOLU	204 273,15	109 127,67	30 872,12	145 397,33	15 766,82	3 573,60	159 649,77	668 660,47
%	30,55	16,32	4,62	21,74	2,36	0,53	23,88	100,00

Tab. 2 Prehľad náhrad škôd spôsobených vlkom v rokoch 2003 – 2014 (Zdroj: ŠOP SR, 2015)

Rok	Ovce	Kozy	Dobytok	Králiky	Poľovná zver	Ujma na zdraví	Spolu
2003	24 403,11	0,00	5 713,34	0,00	0,00	0,00	30 116,44
2004	8 618,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8 618,20
2005	22 226,58	0,00	1 755,00	0,00	265,55	0,00	24 247,13
2006	12 992,10	0,00	2 253,37	0,00	265,55	0,00	15 511,02
2007	23 604,53	0,00	2 917,41	0,00	0,00	0,00	26 521,94
2008	41 238,86	896,24	4 118,24	0,00	0,00	0,00	46 253,34
2009	27 233,48	200,00	1 023,91	0,00	265,55	0,00	28 722,94
2010	20 329,09	265,50	0,00	0,00	0,00	0,00	20 594,59
2011	27 285,60	0,00	6 255,00	0,00	597,48	0,00	34 138,08
2012	31 658,73	129,00	16 259,23	180,00	165,99	0,00	48 392,95
2013	40 853,97	0,00	29 515,35	0,00	0,00	0,00	70 369,32
2014	56 874,71	1 114,07	24 174,20	0,00	1 612,88	0,00	83 775,86
SPOLU	337 318,96	2 604,81	93 985,04	180,00	3 173,00	0,00	437 261,81

Z oboch tabuliek sa môže zdať, že v celoplošnom ponímaní, škody spôsobené veľkými šelmami nie sú veľmi významné. Opak je však pravdou, nakoľko jednotlivé škody je potrebné vyhodnocovať lokálne a často krát môžu byť pre jednotlivých poškodených veľmi vysoké, resp. až likvidačné.

Zároveň sa tu vynára otázka, či komisionálne šetrené a uhrádzané náhrady za škody predstavujú aj skutočné škody, ktoré v praxi vznikajú. Viacerí chovatelia hospodárskych zvierat, včelári, pestovatelia poľnohospodárskych plodín a ovocných drevín, resp. iní poškodení uvádzajú, že jednotlivé škody menšieho rozsahu nenahlasujú, nakoľko celý systém šetrenia a uhrádzania týchto škôd je pomerne zdĺhavý a náročný. Na základe týchto poznatkov Štátna ochrana prírody SR vyvinula viacero aktivít smerujúcich k zmene uvedeného systému ako aj k zabezpečeniu nahlasovania škôd, ktoré vzniknú ale poškodený si neuplatňuje ich náhradu.

6.2.1.1 Škody na hospodárskych zvieratách, pastierskych psoch a pastierskych strážnych psoch

Tieto škody spôsobujú všetky veľké šelmy. Pastevný spôsob chovu oviec (resp. košarovanie), kôz a hovädzieho dobytku je tradičným spôsobom chovu týchto zvierat v SR. Z pohľadu dobrých životných podmienok zvierat, ako aj tvorby a trvalej udržateľnosti využívania prírodných zdrojov a krajiny je spoločensky žiaduce, aby táto forma chovu hospodárskych zvierat na území SR aj naďalej pretrvala. V minulosti boli z ekonomických dôvodov zavádzané tzv. intenzívne chovy hospodárskych zvierat, popri tejto forme chovu však naďalej pretrvávala forma pastevného spôsobu chovu hospodárskych zvierat, predovšetkým v podhorských a horských oblastiach Slovenska. V ostatnom období sa však podiel hovädzieho dobytku chovaného pastevným spôsobom opätovne zvyšuje a existuje predpoklad, že predovšetkým v prípade chovu mäsových plemien dobytku a chovu kráv bez trhovej produkcie mlieka, bude tento trend naďalej stúpať. S touto skutočnosťou však súvisí fakt, že sú zaznamenávané zvýšené prípady útokov hlavne vlka na hospodárske zvieratá. V ostatnom období poľnohospodári, predovšetkým chovatelia hospodárskych zvierat v podhorských a horských oblastiach zaznamenali zvýšený výskyt útokov veľkých šeliem, predovšetkým vlka dravého a medveďa hnedého, na stáda oviec či hovädzieho dobytku (obr. 1). Výnimočne však veľké šelmy môžu spôsobovať škody aj na iných živočíchoch, ako sú napríklad kone, ošípané, hydina, králiky, kožušinové živočíchy a iné živočíchy chované v domácom chove.



Obr. 1 Škody spôsobené veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách v mnohých prípadoch vyzerajú veľmi hrozivo

V súčasnosti sa na Slovensku vedú viaceré evidencie škôd spôsobených veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách, ktorých výsledkom sú viaceré a hlavne rôzne vedené databázy. Komisionálne šetrené škody na hospodárskych zvieratách a poľovnej zveri eviduje Štátna ochrana prírody SR. Škody spôsobené veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách sú evidované aj v rámci poľovníckej štatistiky, ktorú spravuje Národné lesnícke centrum Zvolen, zároveň aj v rámci centrálnej evidencie hospodárskych zvierat (ďalej len „CEHZ“), ktorú spravuje podnik Plemenárske služby Slovenskej republiky, š. p.. Uvedené škody však nie sú presne finančne vyčíslené, v podstate sa jedná len o štatistiku úbytku hospodárskych zvierat spôsobeného predáciou veľkými šelmami. Zároveň je potrebné uviesť skutočnosť, že údaje o škodách spôsobených šelmami na hospodárskych zvieratách, ktoré vedie poľovnícka štatistika sú podhodnotené, pretože údaje do poľovníckej štatistiky vykazujú užívatelia poľovných revírov a nie chovatelia, pričom užívatelia poľovných revírov nemusia mať informácie o všetkých spôsobených škodách. Databáza vedená Plemenárskymi službami, š. p. vykazuje úbytok hospodárskych zvierat pod vplyvom veľkých šeliem a nie v členení podľa druhu predátora. Z uvedeného titulu nie je možné dáta vyhodnotiť.

Na základe uvedených skutočností nebolo možné porovnať jednotlivé databázy, nakoľko:

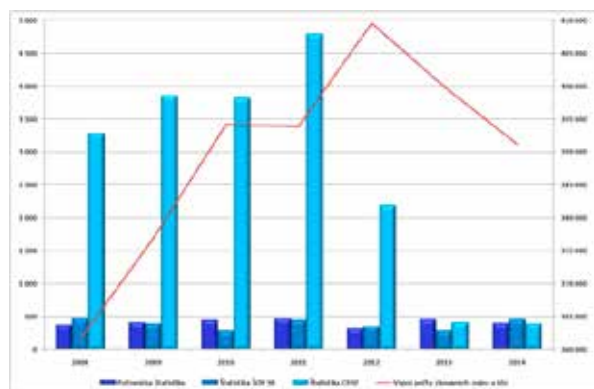
- databáza vedená ŠOP SR obsahuje len úbytok hospodárskych zvierat pri komisionálne šetrených škodách,
- databáza vedená v poľovníckej štatistike nezohľadňuje komisionálne šetrené, resp. nešetrené škody a predstavuje informácie dostupné užívateľom poľovných revírov,
- databáza vedená Plemenárskymi službami nerozlišuje druh predátora, ktorý škodu spôsobil.

Pre porovnanie oficiálnej štatistiky (komisionálne šetrené škody) so štatistikou vedenou užívateľmi poľovných revírov a Centrálnou evidenciou hospodárskych zvierat („CEHZ“) boli použité dva prípady. V prvom prípade ide o porovnanie počtu vlkom usmrtených oviec, kôz a hovädzieho dobytku (tab. 3).

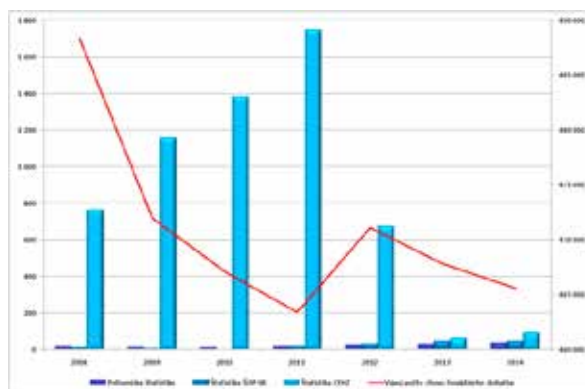
Tab. 3 Porovnanie počtu usmrtených oviec, kôz a hovädzieho dobytku 2003 – 2014

Rok	Poľovnícka štatistika		ŠOP		CEHZ	
	Ovce a kozy	HD	Ovce a kozy	HD	Ovce a kozy	HD
2008	366	17	471	10	3 272	761
2009	405	13	390	3	3 849	1 155
2010	443	11	273	0	3 814	1 382
2011	455	19	438	18	4 791	1 746
2012	317	25	338	27	2 183	675
2013	447	27	274	44	407	58
2014	392	35	449	44	390	91
SPOLU	2 825	147	2 633	146	18 706	5 868
%	9,32	0,48	8,68	0,48	61,69	19,35

Z tab. 3 a obr. 2, 3 vidieť pomerne malý rozdiel medzi štatistikami vedenými ŠOP SR (komisionálne šetrené škody) a užívateľmi poľovných revírov. Rozdielne počty usmrtených oviec, kôz a hovädzieho dobytku vyказuje CEHZ, pričom od roku 2013 sa vyrovnala s ostatnými zdrojmi (NLC, ŠOP SR). Od tohto obdobia straty pod vplyvom predátorov musia byť potvrdené veterinárnym lekárom.



Obr. 2 Škody spôsobené vlkom na ovciach a kozách – porovnanie rôznych databáz



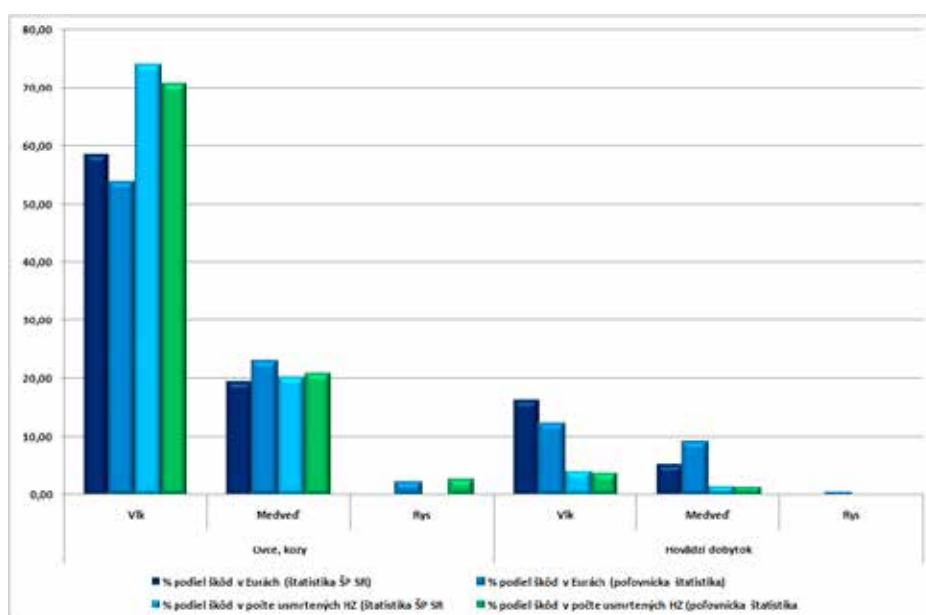
Obr. 3 Škody spôsobené vlkom na HD – porovnanie rôznych databáz

Na porovnanie je v obrázkoch uvedený vývoj počtu chovaných oviec, kôz a hovädzieho dobytku v rovnakom období (pravá zvislá os grafu). Škody na hovädzom dobytku sú pomerne skreslené, nakoľko hovädzí dobytok zameraný predovšetkým na produkciu mlieka je často krátko chovaný intenzívne formou celoročného ustajnenia (nevyháňa sa na pašu) a pomerne veľké percento sa chová mimo areálu prirodzeného rozšírenia vlka.

V druhom prípade porovnávame percentuálny podiel škôd vyjadrených v EUR a škôd vyjadrených v počte strhnutých hospodárskych zvierat (tab. 4, obr. 4).

Tab. 4 Porovnanie percentuálneho vyjadrenia škôd spôsobených veľkými šelmami v rokoch 2008 – 2014

% podiel škôd/%podiel usmrtených jedincov HZ	Ovce, kozy			Hovädzí dobytok		
	Vlk	Medveď	Rys	Vlk	Medveď	Rys
Databáza ŠOP SR (Eur)	58,64	19,58	0,16	16,24	5,33	0,05
Poľovnícka databáza (Eur)	53,64	22,94	2,00	12,16	9,01	0,25
Databáza ŠOP SR (jedince)	74,07	20,32	0,06	4,11	1,41	0,03
Poľovnícka databáza (jedince)	70,92	21,09	2,79	3,69	1,33	0,18



Obr. 4 Porovnanie percentuálneho vyjadrenia škôd spôsobených veľkými šelmami v rokoch 2008 – 2014

Aj v druhom prípade sa ukazuje, že databázy vedené ŠOP SR a užívateľmi poľovníčnych revírov vykazujú približne rovnaký trend a veľmi sa od seba nelíšia. Z uvedeného titulu sa v publikácii používa len jeden zdroj údajov a to oficiálna štatistika, ktorú vedie a spravuje ŠOP SR.

Tab. 5 Komisionálne šetrené a uhradené škody (oficiálna štatistika ŠOP SR) na ovciach kozách a hovädzom dobytku v rokoch 2003 – 2014

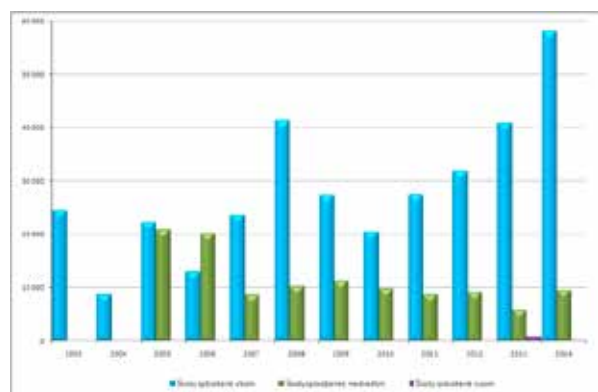
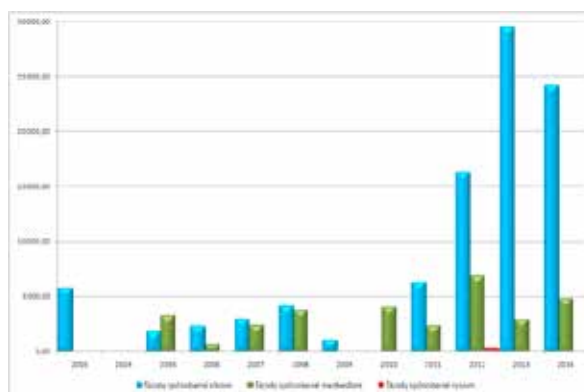
Rok	Ovce, kozy			Hovädzí dobytok			Spolu
	Vlk	Medved'	Rys	Vlk	Medved'	Rys	
2003	24 403,11	0,00	0,00	5 713,34	0,00	0,00	30 116,44
2004	8 618,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8 618,20
2005	22 226,58	20 771,43	0,00	1 755,00	3 265,98	0,00	48 018,99
2006	12 992,10	20 118,00	0,00	2 253,37	640,14	0,00	36 003,62
2007	23 604,53	8 552,75	0,00	2 917,41	2 355,21	0,00	37 429,89
2008	41 238,86	10 153,22	0,00	4 118,24	3 733,29	0,00	59 243,61
2009	27 233,48	11 276,12	0,00	1 023,91	0,00	0,00	39 533,51
2010	20 329,09	9 760,04	83,00	0,00	4 036,00	0,00	34 208,13
2011	27 285,60	8 558,78	0,00	6 255,00	2 294,00	0,00	44 393,38
2012	31 787,73	9 045,63	0,00	16 259,23	6 889,40	300,00	64 281,99
2013	40 853,97	5 747,86	750,00	29 515,35	2 843,10	0,00	79 710,28
2014	57 988,78	9 379,53	80,00	24 174,20	4 815,00	0,00	96 437,51
SPOLU	338 562,03	113 363,36	913,00	93 985,04	30 872,12	300,00	577 995,56
%	58,58	19,61	0,16	16,26	5,34	0,05	100,00

Celková výška komisionálne šetrených a štátom uhradených škôd spôsobených veľkými šelmami na hospodárskych zvieratách predstavuje za obdobie rokov 2003 – 2014 sumu **577 995,56 Eur** (tab. 5). Podľa uhradenej sumy najväčšie škody spôsobuje vlk na ovciach a kozách čo predstavuje **338 562,03 Eura (58,58 %)**. Najnižšie škody sú spôsobené rysom na hovädzom dobytku. Ide o jeden prípad ohodnotený na 300 Eur, čo je 0,05 % zo všetkých škôd na hospodárskych zvieratách.

Škody na hospodárskych zvieratách sú v jednotlivých rokoch rôzne, vo všeobecnosti však môžeme konštatovať, že majú mierne stúpajúci trend (obr. 5, 6). Táto štatistika je však trochu, skreslená, nakoľko škody v roku 2014 v sebe prvý krát zahŕňajú aj škody v predchádzajúcom období, teda v roku 2013. Jedná sa o škody vzniknuté v rokoch 2013 a 2014, ale vyplatené v roku 2014 (konania o uznaní škôd sú pomerne zdĺhavé).

Najväčšie škody boli spôsobené vlkom na ovciach v rokoch 2013 – 2014 v okrese Banská Bystrica a Gelnica. Straty hospodárskych zvierat sú v niektorých prípadoch spojené najmä s nedostatočnou aplikáciou preventívnych opatrení. Spoločným cieľom všetkých zainteresovaných strán je manažment veľkých šeliem takým spôsobom, ktorý by znížil resp. úplne eliminoval škody. V praxi sú realizované preventívne opatrenia pre zabránenie škôd spôsobených veľkými šelmami, ktorými sú pastieri, salašnícke strážne psy, oplôtky, odrádzadlá, detekčné a odplašovacie zariadenia a podobne. Problémy môže spôsobiť ich nesprávne použitie.

Problém môže vzniknúť aj pri použití pastierskych strážnych psov, nakoľko sa chovatelia hospodárskych zvierat obávajú, že voľne pustené pastierske strážne psy by mohli v niektorých prípadoch ohroziť širokú verejnosť venujúcu sa turistike, alebo zberu húb a lesných plodov v lokalitách kde sa realizuje pasenie.

**Obr. 5** Škody spôsobené medveďom, vlkom a rysom na ovciach a kozách (EUR)**Obr. 6** Škody spôsobené medveďom, vlkom a rysom na hovädzom dobytku (EUR)

Tab. 6 Komisionálne šetrené prípady napadnutia oviec, kôz a hovädzieho dobytku (oficiálna štatistika ŠOP SR) v rokoch 2008 – 2014

Rok	Ovce, kozy			Hovädzí dobytok			Spolu
	Vlk	Medveď	Rys	Vlk	Medveď	Rys	
2008	51	49	0	4	6	0	110
2009	81	44	0	3	0	0	128
2010	81	55	1	0	7	0	144
2011	78	48	0	13	7	0	146
2012	60	13	0	43	9	1	126
2013	52	21	0	11	5	0	89
2014	82	29	1	25	7	0	144
SPOLU	485	259	2	99	41	1	887
%	54,68	29,20	0,23	11,16	4,62	0,11	100,00

Pre priestorové štatistické analyzovanie centier, resp. ohnisk škôd spôsobených veľkými šelmami na Slovensku bola použitá metóda priestorovej analýzy, tzv. Hot spot analýza. Táto analýza sa používa na identifikáciu štatisticky významných priestorových zhlukov reprezentujúcich ohnisko výskytu predmetného javu. Výsledné hodnoty pre priestorové prvky boli klasifikované do troch skupín: štatisticky nevýznamné, štatisticky kladne alebo záporne významné so spoľahlivosťou 90 % a viac. Pri týchto hot spot analýzach sa do úvahy brali len škody spôsobené na hospodárskych zvieratách (väčšinou ovce a kozy, podiel hovädzieho dobytku je minimálny).

Medveď hnedý

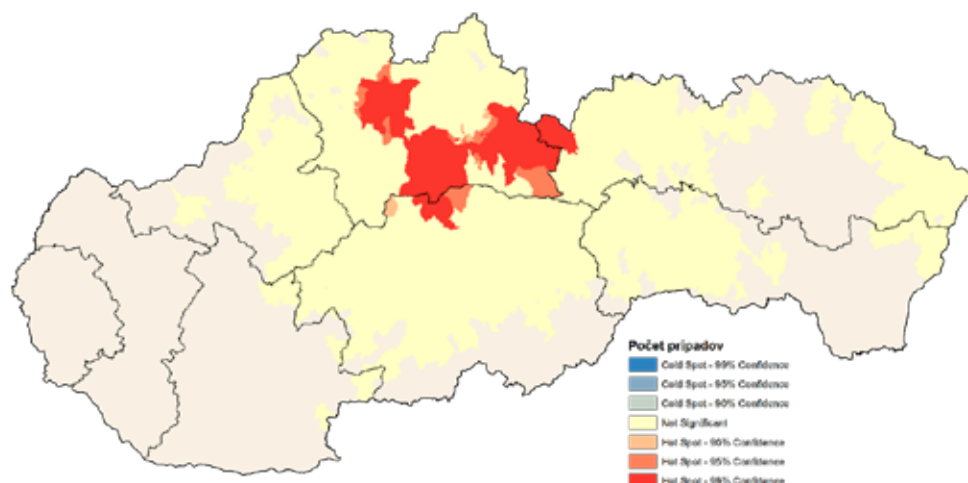
Medveď spôsobuje škody na hospodárskych zvieratách, najmä však na ovciach a kozách. Hovädzí dobytok predstavuje cca 1/3 z celkových škôd na hospodárskych zvieratách.

V období rokov 2008 – 2014 bolo komisionálne šetrených 259 prípadov napadnutia oviec a kôz medveďom (tab. 6). Ročne to predstavuje v priemere 37 prípadov, pričom najviac ich bolo v roku 2010 (55 prípadov) a najmenej v roku 2013 (21 prípadov). Celkovo bolo zabitých alebo zranených 722 oviec a kôz, v priemere 103 za rok. Najmenej v roku 2013 (52 ks) a najviac v roku 2010 (155 ks). Podiel kôz na týchto stratách predstavuje 0,6 až 1,5 %.

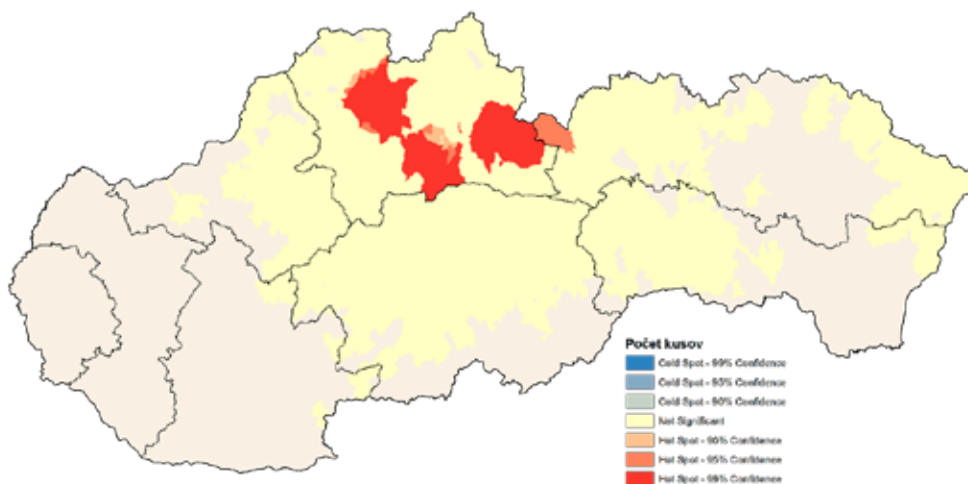
Najviac prípadov škôd na ovciach a kozách sa vyskytuje v Žilinskom kraji (75 %; obr. 7). Za obdobie rokov 2008 až 2014 išlo o 194 prípadov, pričom bolo zabitých, resp. zranených spolu 539 zvierat (76 %). V Banskobystrickom kraji sa vyskytlo 42 prípadov škôd na ovciach a kozách, pričom zabitých pri tom bolo 120 oviec a kôz.

Okrem škôd na ovciach, kozách a hovädzom dobytku medveď spôsobuje ojedinele škody aj na iných hospodárskych zvieratách ako je kôň, králiky ap. Tieto škody sú však šetrené len vo výnimočných prípadoch. Počas sledovaného obdobia v rokoch 2008 – 2014 boli zaznamenané len dva prípady.

Aj napriek skutočnosti, že poľovná zver predstavuje pre medveďa prirodzený zdroj potravy, na Slovensku je možné strhnutie ratičovej prežúvavej zveri a diviačej zveri komisionálne šetriť a uhrádzať, čo v iných krajinách nie je bežný jav. V rokoch 2008 – 2014 bolo zaznamenaných päť prípadov (päť strhnutých jeleníc), v celkovej výške 3 573,60 Eur.

**Obr. 7** Analýza počtu prípadov škôd na hospodárskych zvieratách spôsobených medveďom v rokoch 2008 až 2014

Najviac usmrtených alebo zranených zvierat, resp. zničených alebo poškodených zariadení a objektov medveďom sa vyskytuje v Žilinskom kraji, čo potvrdila aj príslušná priestorová štatistická analýza (obr. 8). Ide o orografické celky Veľká a Malá Fatra, Chočské vrchy, Nízke Tatry, Západné a Vysoké Tatry. Z pohľadu opakovania sa škôd, významné je aj severné územie Banskobystrického kraja, kde sa sice škody vyskytujú častejšie, no pri útoku nie je usmrtených alebo poškodených väčší počet zvierat alebo objektov.



Obr. 8 Analýza množstva škôd podľa počtu strhnutých jedincov v rokoch 2008 až 2014

Medveď pri útoku na menšie hospodárske zvieratá (ovce, kozy a pod.) využíva na ich usmrtenie najmä svoju silu. Obet si dokáže efektne prichytiť labami a v kombinácii so záhryzom do krku alebo hlavy usmrtiť (obr. 9).



Obr. 9 Medveď vo veľa prípadoch tak ako vlk usmrčuje svoju korisť záhryzom do krku

Väčšiu korisť rýchlo usmrť silným úderom laby, resp. ju ochromí úderom, ktorým jej zlomí chrbticu alebo inú dôležitú časť pohybového ústrojenstva. Na koristi, ktorú ulovil medveď, možno nájsť často hlboké rany po pazúroch (na hlave, chrbte, končatinách a pod.; obr. 10). Ak došlo ku konzumácii koristi, najčastejšie býva vyhrýzená oblasť lopatiek, rebier, ako aj vnútornosti a vemenó.



Obr. 10 a,b Po útoku medveďa sú typické hlboké poranenia kože na hlave alebo inej časti tela, pričom zvierá paralyzované úderom medveďa mnohokrát prežije, neskôr však musí byť usmrtené

Najmä voľne žijúce zvieratá, ale niekedy aj hospodárske zvieratá strhnuté v blízkosti lesa si v prípade ich okamžitého neskonsumovania medveď odťahuje a zahrabáva pod lesnú hrabanku, na ktorú zvykne navíšiť aj tenšie konáre. K takto odloženej koristi sa medveď môže vracáť až kým ju úplne neskonsumuje (obr. 11).



Obr. 11 a,b Neskonsumované zvyšky strhnutých hospodárskych zvierat, ku ktorým, sa medveď veľmi často vracia (mnohokrát odťahnuté do lesa schované v hrabanke)

Vlk dravý

Vlk je spomedzi našich veľkých šeliem najvýznamnejším predátorom hospodárskych zvierat a raticovej zveri. Jeho úspešnosť je priamo podporovaná lovom vo vysoko organizovaných svorkách. Útoky vlka zapríčiňujú podstatne vyššie škody v porovnaní s medveďom a môžu ročne postihnúť až 30 % čried. Približne 80 % strát sa vyskytuje na cca 12 % salašov. Miestne podmienky, najmä používanie preventívnych opatrení, však majú veľký vplyv na veľkosť strát oviec v jednotlivých stádach. (Rigg 2004, Rigg & Gorman 2006, Rigg *et al.* 2011, ŠOP SR 2015).

Vlk spôsobuje predovšetkým škody na ovciach a kozách. V rokoch 2008 až 2014 bolo oficiálne hlásených 485 prípadov napadnutia oviec a kôz vlkom. Ročne to predstavuje v priemere 69 prípadov, pričom najviac ich bolo v roku 2014 (82 prípadov) a najmenej v roku 2008 (51 prípadov). Celkove bolo zabitých alebo zranených 2825 oviec a kôz, v priemere 404 za rok. Najviac v roku 2011 (455 ks) a najmenej v roku 2012 (317 ks). Podiel kôz na týchto stratách predstavuje len 0,2 až 0,5 %.

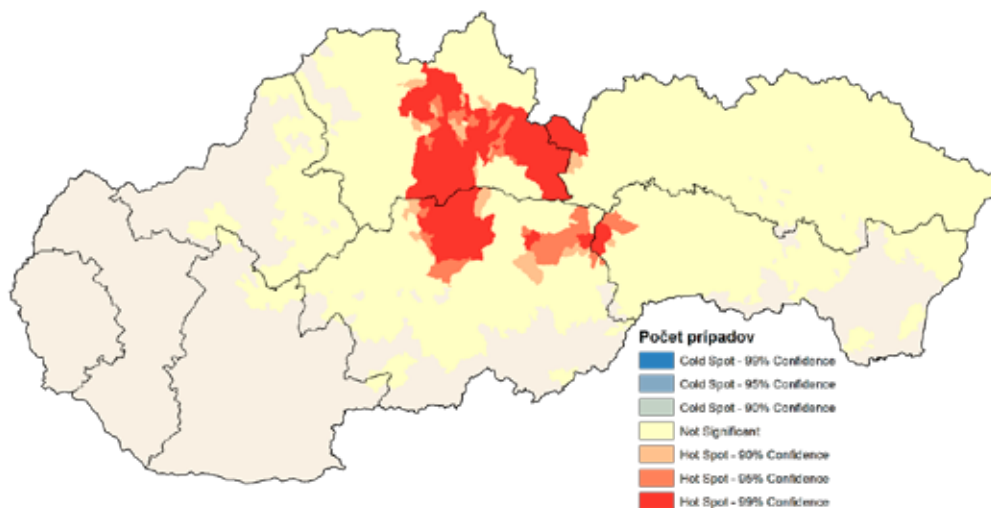
Aj napriek každoročnému vykazovaniu škôd spôsobených vlkom na hovädzom dobytku, sú tieto škody v porovnaní so škodami na ovciach a kozách oveľa menšie. Za sledované obdobie sa vyskytlo 99 prípadov napadnutia HD, čo ročne v priemere predstavuje 14 prípadov (od 3 do 43). Najviac jedincov bolo usmrtených v roku 2012 a to 43 jedincov a najmenej v roku 2009, len 3 jedince. V priemere usmrtili vlky ročne 20 jedincov. V roku 2010 nebola komisionálne šetrená žiadna škoda spôsobená vlkom na hovädzom dobytku.

Špecifické pre vlka sú aj škody spôsobené na iných hospodárskych zvieratách. Počas rokov 2008 – 2014 boli nepravidelne hlásené (šetrené) škody na králikoch, koňoch, hydine a iných bližšie neurčených domácich zvieratách (spolu 10 zvierat) a na poľovnej zveri (13 jedincov).

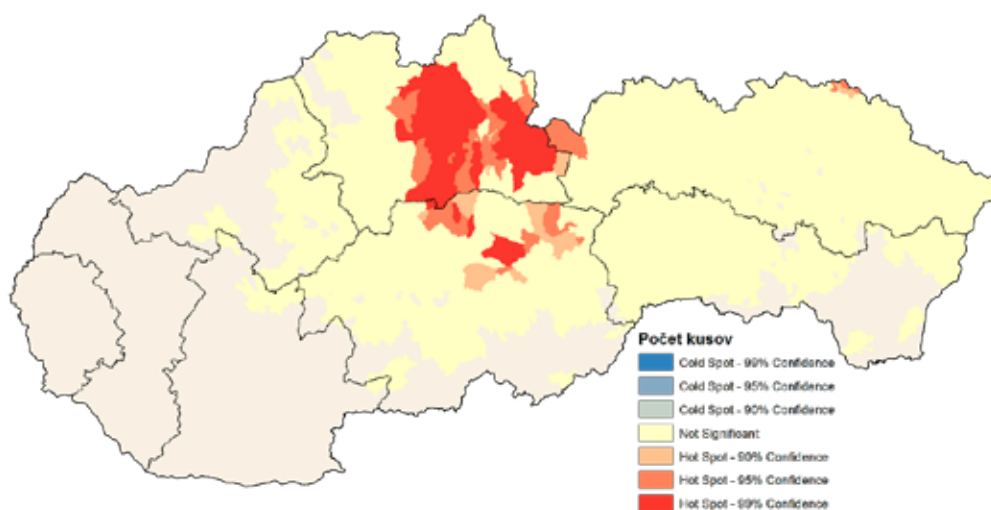
Z pohľadu geografickej distribúcie najviac škôd spôsobených vlkom je hlásených v Žilinskom (43,0 %), v Banskobystrickom (24,8 %) a v Prešovskom kraji (21,3 %). V menšom sa vykazujú škody aj Košickom (10,4 %) a Trenčianskom kraji (0,5 %).

Najviac prípadov škôd na ovciach a kozách sa vyskytuje v Žilinskom kraji (47,5 %). Za obdobie rokov 2008 až 2014 išlo o 232 prípadov, pričom bolo zabitých, resp. zranených spolu 1 147 zvierat (42,1 %). V Banskobystrickom kraji sa vyskytlo 137 prípadov (28,1 %) a zabitých bolo 546 oviec a kôz (20,0 %). Veľké množstvo oviec a kôz bolo zabitých aj v Prešovskom kraji, a to 788 jedincov, čo predstavuje 28,9 % zo všetkých oviec a kôz.

Centrum škôd spôsobených vlkom sa nachádza v Žilinskom a Banskobystrickom kraji, čo do počtu prípadov i množstva usmrtených zvierat (obr. 12, 13). V prípade počtu prípadov ohnisko zasahuje aj do východnej časti Košického kraja. Menšie centrum sa vyskytuje aj na severovýchode Slovenska v okrese Svidník. Centrum škôd spôsobených vlkom je v porovnaní s centrom škôd spôsobených medveďom plošne väčšie, zasahuje aj do orografických celkov Poľana, Muránska planina a Slovenský raj.



Obr. 12 Analýza počtu prípadov škôd na hospodárskych zvieratách spôsobených vlkom v rokoch 2008 až 2014



Obr. 13 Analýza množstva škôd podľa počtu strhnutých jedincov v rokoch 2008 až 2014

Podobne ako u medveďa, aj napriek skutočnosti, že poľovná zver predstavuje pre vlka prirodzený zdroj potravy, škody spôsobené na poľovnej zveri sú na Slovensku komisionálne šetrené a uhrádzané. Za sedem rokov (2008 – 2014) sa jednalo o štyri prípady, kde bolo strhnutých 11 jeleňov a 1 srnec. Tieto škody boli ohodnotené na 3 173 Eur, väčšinou sa jedná o škody v tých istých poľovných revíroch ako u medveďa.

Vlky svoj útok realizujú najčastejšie priamo počas pasenia zvierat v menej prehľadnom teréne, kedy občasne stráca pastier kontakt s jednotlivými okrajmi svojho stáda. Vlk vyčkávajúci v kryte rýchlo vybehne na ovcu, ktorá sa k nemu priblíži. Ak má viac času (pastier a psy sú veľmi vzdialení) ovcu usmrtí priamo na mieste, ak je však pastier bližšie ovcu uchopí jemnejšie za krk a na jej vlastných nohách ju akoby odvedie do lesného porastu, kde útok dokoná (obr. 14). Niekedy však ovcu oddelí od stáda, zaženie ju tak isto do lesa, kde útok dokoná. Tento útok vzniká najčastejšie tam, kde sa pri pasení nepoužíva dostatok dobrých pastierskych psov, ktoré by vlka v dostatočnom predstihu odhalili a zmariť jeho útok. Menej časté sú u vlkov útoky priamo na nocujúce ovce v košiari. Je to aj z dôvodov, že nocujúce ovce v košiariach sú najčastejšie chránené ešte aj elektrickým ohradníkom, alebo na rohoch košiara rozmiestnenými strážnymi psami (často len na reťaziach). V prípade hovädzieho dobytku je to takmer vždy v nočných a skorých ranných hodinách.

Zvýšenie výskytu útokov nastáva v období zaúčania vlčiat do lovu dospelými jedincami. Výsledkom takéhoto útoku býva na rozdiel od bežného útoku väčší počet poranených neusmrtených oviec, ktoré slúžili len ako učebná pomôcka pre vlčatá. Ovce v tomto prípade nemajú poranený len krk a slabiny, ale bývajú potrhane aj na rebrách, chrbte a končatinách, čo signalizuje pokusy menej vyspelých mladých vlkov o strhnutie (obr. 15). Tento druh útoku sa vyskytuje v letných mesiacoch júl, august, kedy sú už vlčatá dostatočne fyzicky zdatné aby sa o útok mohli pokúsiť. Podľa niektorých autorov intenzita útokov vlkov na pasené hospodárske zvieratá sa zvyšuje aj v období dozrievania poľnohospodárskych plodín v nižších polohách, za ktorými odchádza aj tradičná korisť vlkov – raticová zver.



Obr. 14 Typické usmrtenie hospodárskeho zvieratá vlkom. Viditeľné stopy zahryznutia do krku ovce a následné usmrtenie.

Pri útoku vlka na menšie hospodárske zvieratá (ovce, kozy a pod.) sú väčšinou typické najmä stopy po zahryznutí do krku obeti od spodnej strany a na pysku. Na odratom krku je možné často krátko vidieť zreteľné znaky po očných zuboch a výrazné krvné podliatiny po viacsobných záhryzoch. V prípade väčšej koristi sa nachádza aj veľa pohryznutí na jej bokoch a stehnách, vzniknutých pri jeho love. Okraje rán sú neostré, rozstrapkané, lebo vlk pri hryzení myká hlavou, trasie svoju korisť a trhá svalovinu.



Obr. 15 a,b Po útoku vlčej svorky často ostávajú jedince poranené, ktoré však prežívajú. V druhom prípade je to väčší počet strhnutých zvierat najmä v letných mesiacoch, kedy dospelé jedince zaúčajú loviť mladé vlčatá.

Ak lovila svorka vlkov, ktorá mala čas v pokoji skonzumovať svoju korisť, väčšinou sa nájde na mieste strhnutia len koža, kopytá a prípadne obsah žalúdka (obr. 16). Dokonca, keď uloví početnejšia svorka menšiu korisť (napr. jelenča) možno v zimnom období nájsť na snehu len krvavé flaky a obsah žalúdka (obr. 17 a). Ak došlo ku konzumácii koristi, najčastejšie bývajú prvé vyhrýzené vnútorosti brušnej dutiny, až potom svalovina (obr. 17 b). Hlava s krkom, prípadne koža, je konzumovaná ako posledná.



Obr. 16 a,b V prípade, že na hospodárske zvieratá zaútočí väčšia svorka, ostanú zo strhutej zveri len zvyšky svaloviny, kostí a koža.



Obr. 17 a,b Zvyšky strhnutého jelenčafa so stopami krvi a obsahom žalúdka a hovädzí dobytok uhynutý po útoku vlka

Rys ostrovid

Rys na rozdiel od vlka a medveďa predstavuje predátora, ktorý z veľkých šeliem spôsobuje najnižšie škody na hospodárskych zvieratách. V rokoch 2008 – 2014 boli hlásené a komisionálne šetrené len tri prípady výskytu škôd spôsobených rysom. V prvom prípade to bol rok 2010, keď bolo vykázané strhnutie jednej ovce v okrese Rimavská Sobota, pričom škoda bola vyčíslená na 83 Eur. Druhý prípad sa vyskytol v okrese Námestovo v roku 2012, kde rys údajne strhol mladého býčka. Škoda bola ohodnotená na 300 Eur. Posledný prípad je z roku 2014. V okrese Rimavská Sobota usmrtil rys ovcu, pričom poškodenému spôsobil škodu vo výške 80 Eur.

Ako bolo uvedené, rys predstavuje najmenej významnú šelmu z pohľadu škôd na hospodárskych zvieratách. Z tohto dôvodu nebola u rysa vypracovaná hot spot analýza. Aj keď sa útok rysa na ovce občas vyskytne, väčšinou sa salašom a paseným ovciam vyhýba. Z voľne žijúcej zveri je jeho častou korisťou srnčia zver a menšie cicavce a vtáky. Príležitostne si trúfne zaútočiť aj na jeleniu zver, najmä jelenice a jelenčatá.



Obr. 18 Typické znaky útoku rysa. Koža hospodárskych zvierat je na chrbte prepichnutá pazúrami rysa.

Väčšiu korisť usmrčuje záhryzom do krku, najčastejšie do hrtanu, ale niekedy i do zátylku, čím ju usmrť udusením. Na uvedených častiach tela možno nájsť stopy po 1 až 2 záhryzoch v podobe malých dierok po dlhých očných zuboch (obr. 19 b). Dierky sú hlboké, ostro ohraničené, nerozstrapkané. Inde na tele sa žiadne záhryzy s krvnými podliatinami nenachádzajú, ale sa môžu vyskytnúť dosť hlboké škrabance po pazúroch, ktoré preniknú cez srst až do svaloviny (obr. 18). Veľkoplošné krvné podliatiny nie sú na tele prítomné. Menšiu korisť usmrčuje taktiež záhryzom do zátylku a zlomením väzov.



Obr. 19 a,b Koza a srna strhnutá rysom, typické ohryzenie svaloviny v oblasti lopatky a stehien.

Rys začína konzumovať ako prvú najmäsitejšiu svalovinu zo stehien, zriedkavo z lopatiek (obr. 19 a). Ak nie je vyrušený a neuloví ďalšiu korisť, vracia sa ku koristi pravidelne, kým ju celú neskonzuje. Korisť požíra zväčša od zadnej časti tela smerom k prednej. Väčšinou uprednostňuje pri konzumácii svalovinu pred vnútornosťami. Nakoniec zostáva z koristi len koža, chrbtica, hlava, kosti končatín a zažívacie orgány. Kostra je často neporušená, resp. končatiny môžu byť oddelené. Rys svoju korisť niekedy neúplne prihrabáva hrabankou, hlinou alebo snehom. Menšiu korisť môže vytiahnuť do rázsochy nižšieho stromu.

Počas útoku na hospodárske zvieratá medveďom alebo vlkom môže dôjsť k **zraneniu, alebo usmrteniu pastierskych a pastierskych strážnych psov**. Podľa oficiálnej štatistiky však od roku 2005 do roku 2014 bol nahlásený a komisionálne šetrený **len jeden prípad** usmrtenia psa pri útoku vlka v roku 2009 celkovej hodnoty **116,18 Eur**. V praxi sa to však môže stať, hlavne ak sa pes nachádza v uzavretom priestore alebo uviazaný na reťazi priamo v mieste kde k útoku dochádza. Medvede alebo vlky pri útoku môžu psa zraniť alebo usmrtiť, nakoľko sa ten nemôže efektívne brániť, resp. v prípade potreby ujsť.

6.2.1.2 Škody na včelstvách a včelárskych zariadeniach

Včelárstvo má obdobne ako chov hospodárskych zvierat na Slovensku veľmi silnú tradíciu. Kvalita slovenského medu je nespochybiteľná a predovšetkým slovenské podhorské a horské oblasti sú pre produkciu medu ideálne. Včely pre medveďa produkujú veľmi energeticky hodnotný zdroj potravy vo forme lariev a medu. Pri vyberaní týchto produktov však dochádza k vážnym škodám vo forme:

- a) **zničeného včelstva a včelej matky,**
- b) **straty na produkcii medu a druhotných včelích produktov** (med, vosk a propolis),
- c) **poškodených a zničených včelárskych zariadení.**



Obr. 20 Klasické poškodenie včelína medveďom hnedým, kedy medveď okrem poškodenia včelstiev poškodzuje aj včelín.

Škody na včelstvách a včelárskych zariadeniach z veľkých šeliem spôsobuje len medveď (obr. 20, 21) a predstavujú najčastejšiu formu škôd, v priemere je to skoro jedna tretina zo všetkých škôd spôsobených medveďom. V rokoch 2003 – 2014 boli škody na včelstvách a včelárskych zariadeniach ohodnotené na 204 273,15 Eur.

V rokoch 2008 až 2014 bolo oficiálne hlásených 278 prípadov škôd spôsobených medveďom na včelstvách a včelárskych zariadeniach. Ročne to predstavuje v priemere 40 prípadov, pričom najviac ich bolo v roku 2010 (113 prípadov) a najmenej v roku 2013 (13 prípadov). Celkovo bolo pri tom poškodených spolu 1 390 včelstiev a včelárskych zariadení, v priemere 199 za rok. Najmenej v roku 2013 (45 ks) a najviac v roku 2010 (577 ks).

Pokiaľ ide o geografickú distribúciu výskytu škôd na včelstvách, tieto dominujú v Žilinskom kraji – 175 prípadov a pritom poškodených 872 včelstiev a včelárskych zariadení. V Banskobystrickom kraji sa vyskytlo 49 prípadov škôd na včelstvách, pričom bolo zničených 215 včelstiev a včelárskych zariadení. Veľké množstvo včelstiev, až 214 (35 prípadov), bolo zničených aj v Prešovskom kraji.



Obr. 21 a,b Včelstvo poškodené medveďom hnedým. Mnohokrát aj nesprávne nainštalovaný elektrický ohradník môže spôsobiť, že preventívne opatrenia nie sú účinné.

Finančné náhrady škôd spôsobených medveďom korešpondujú s počtom jednotlivých prípadov. Celková výška náhrad škôd za obdobie 2003 – 2014 bola uhradená vo výške 204 273,15 Eura, čo predstavuje vyše 30,55 % zo všetkých škôd spôsobených medveďom a **18,50 % zo všetkých škôd spôsobených veľkými šelmami.**

Ku škodám na včelstvách a včelárskych zariadeniach dochádza okrem extravilánov aj v intravilánoch obcí, najmä pri ich okrajoch susediacich s lesnými komplexmi, prípadne v lokalitách s prevládajúcim lazničným osídlením. Často krát nemá medveď strach prichádzať do blízkosti ľudských sídiel aj počas denných hodín. Pri útoku dochádza k zničeniu celých včelstiev, vrátane rámkov, plástov a zásob medu. Úle bývajú mnohokrát úplne rozbité, rozlámané. Pre medveďa nie je problém vniknúť aj do kočovných včelárskych vozov. Typickým znakom na poškodenom zariadení sú stopy po pazúroch, vyhryzené plásty a pri daždivom počasi možno nájsť aj stopy po zablatených labách.

Škody spôsobené medveďom na včelstvách a včelárskych zariadeniach predstavujú pomerne vážny problém pre včelárov. Mnohokrát sa v praxi stáva, že včelár, ktorému medveď spôsobí rozsiahle jednorazové alebo viacnásobné škody už nepokračuje v chove včiel, čo v podstate znamená nežiaduci prvok.

6.2.1.3 Škody na poľnohospodárskych plodinách, ovocných stromoch a sadoch

Škody spôsobené medveďom na nepozbieraných poľnohospodárskych plodinách a ovocných stromoch sú veľmi špecifické, nakoľko je tam veľký rozdiel medzi množstvom prípadov a finančným ohodnotením týchto škôd. Každoročne ale v menšom počte sú vykazované tieto škody, najmä na pšenici, kukurici a ovse, ročne 1 až 8 prípadov. Vo finančnom ohodnotení je výška náhrad týchto škôd v období rokov 2005 – 2014 stanovená na 143 397,33 Eur, čo predstavuje 21,74 % zo všetkých škôd spôsobených medveďom a 13,15 % zo všetkých škôd spôsobených veľkými šelmami.



Obr. 22 Posudzovanie škôd spôsobených medveďom hnedým na kukurici.

V niektorých lokalitách stredného Slovenska dochádza najmä v čase dozrievania poľnohospodárskych plodín k lokálnemu zvýšeniu hustoty medveďov, ktoré následne spôsobujú výraznejší nárast škôd na poľnohospodárskych plodinách (kukurici, obilninách). **Škody v rastlinnej výrobe** sa najčastejšie prejavujú spásaním dozrievajúcich plodín, napr. kukurice, bezostnatej pšenice, ovsa, hrachu, zemiakov a pod. a ich pováľaním (obr. 22, 23).



Obr. 23 Škody veľkého rozsahu na kukurici.

Pri škodách na nepozbieraných poľnohospodárskych plodinách je pomerne veľký problém stanovenie preventívnych opatrení, nakoľko nie v každej lokalite je možné ich realizovať. Napr. nie všade je možné aplikovať elektrický ohradník, kvôli migračným koridorom aj iných druhov zveri. V tomto prípade je pomerne problematické stanovenie výšky náhrady škody. Zároveň škody na poľnohospodárskych plodinách vznikajú väčšinou kombináciou pôsobenia viacerých druhov zveri (raticová zver, medveď), čo spôsobuje následne problémy pri identifikácii pôvodcu škody a nárokovani si náhrady.

Špecifické škody súvisiace so škodami v poľnohospodárskej výrobe sú škody spôsobené medveďom na ovocných stromoch v záhradách a ovocných sadoch. Ide o poškodenie časti stromov, polámané a strhnuté vetvy a oškriabaná kôra, ktoré spôsobuje medveď v jesenných mesiacoch pri zabezpečovaní si potravy (obr. 24, 25 a) vo forme ovocných plodov. V snahe dostať sa k vyššie rastúcim plodom, medvede vyliezajú do koruny, pritom polámu množstvo vetiev. Na kôre kmeňa a hrubších vetvách zanechávajú stopy po pazúroch a po hryzení. Úplné zničenie stromu je však veľmi zriedkavé.

Za sledované obdobie 2005 – 2014 bolo zaevidovaných, šetrených a uhradených 107 prípadov poškodenia ovocných stromov, pričom bolo poškodených 479 stromov. Ročne ide v priemere o 15 prípadov a 59 poškodených stromov. Rovnako ako v prípade škôd na včelstvách, ovciach a kozách, najviac prípadov a poškodených stromov pripadá na rok 2010 (41 prípadov a 179 stromov), najmenej na roky 2009 a 2013 (4 prípady a 8 stromov). Čo sa týka finančného ohodnotenia náhrad škôd, tak ako v prípade počtu škôd najmenšia úhrada bola realizovaná v roku 2009 (65 Eur) no najväčšia v roku 2014, kedy bolo uhradených 5 884,44 Eur. Celková výška náhrad za škody na ovocných drevinách predstavuje **15 766,82 Eur**, čo je **2,36 %** z celkových škôd spôsobených medveďom a **1,43 %** z celkovej výšky škôd spôsobených veľkými šelmami.



Obr. 24 Posudzovanie škôd spôsobených medveďom na ovocných drevinách, v tomto prípade na slivkách a jabloniach.



Obr. 25 a,b Poškodené ovocné dreviny medveďom hnedým a poškodenie semenáčikov buka v lesnej škôlke

Osobitým prípadom škôd spôsobených medveďom na drevinách sú škody na lesných drevinách. Ide hlavne o náhradu zničených výševov sadeníc lesných drevín v lesných škôlkach (obr. 25 b) a sadeníc lesných drevín v snežných jamách. Za sledované obdobie

boli zaznamenané tri prípady, a to v roku 2008 na sadeniciach v lesnej škôlke (1 147,18 Eur), v roku 2010 škoda na výseve buka (3 680 Eur) a v roku 2014 tiež škoda na sadeniciach v lesnej škôlke vo výške 3 327 Eur. Celkovo sa uhradené škody na lesných drevinách pohybujú vo výške **8 154,18 Eur**, čo predstavuje **1,22 %** z celkových škôd spôsobených medveďom a **0,74 %** z celkových škôd spôsobených veľkými šelmami.

6.2.1.4 Škody na majetku

Predstavujú tzv. sekundárne škody, ktoré sú spôsobované počas útokov veľkých šeliem na hospodárske zvieratá, včelstvá alebo v prípadoch, keď sa medveď chce dostať k ovocným drevinám. Vo väčšine prípadov sa jedná o poškodené elektrické ohradníky, ploty, budovy na uskladnenie krmív, maringotky pre včelstvá ap (obr. 26).



Obr. 26 a,b Úplné poškodenie včelínov, okrem včelstiev a úlov sú poškodené aj kočovníe vozy a budy pre včelstvá

V súčasnosti na Slovensku neexistujú relevantné dáta o týchto škodách, nakoľko za škody na majetku spôsobené veľkými šelmami štát zatiaľ nezodpovedá.

Tieto škody však predstavujú pomerne značný podiel na škodách spôsobených veľkými šelmami. Chovatelia hospodárskych zvierat, včiel a poľnohospodári mnohokrát uvádzajú, že tieto škody je potrebné zaradiť do systému náhrad škôd, nakoľko predstavujú vysoký finančný podiel. V praxi je však pomerne problematické určiť najvhodnejší systém náhrady škody spôsobenej veľkými šelmami na majetku, nakoľko sa vždy jedná o špecifickú situáciu.

6.2.1.5 Príčiny vzniku škôd

Všetky vyššie uvedené škody spôsobené veľkými šelmami majú aj svoje príčiny. V tejto kapitole sa budeme snažiť popísať najdôležitejšie príčiny vzniku týchto škôd. Vo väčšine prípadov sa jedná o dlhotrvajúce procesy, ktoré nakoniec vedú k tomu, že veľké šelmy sa naučia zabezpečovať si ľahko dostupnú potravu vo forme hospodárskych zvierat, poľnohospodárskych plodín, chovaných včelstiev, ovocných drevín ap.

Príčiny vzniku škôd na hospodárskych zvieratách

V tomto prípade sa jednotlivé názory čiastočne odlišujú, faktom však ostáva skutočnosť, že pre veľké šelmy hospodárske zvieratá predstavujú ľahkú korisť, pochopiteľne v prípade nedostatočných alebo žiadnych preventívnych opatrení. Medzi najdôležitejšie príčiny vzniku týchto škôd patria kombinácie viacerých príčin:

- a) slabý obranný inštinkt hospodárskych zvierat** – hospodárske zvieratá chované v zajatí neprejavujú taký obranný inštinkt ako voľne žijúca zver, a tým pádom sa stávajú terčom útokov zo strany veľkých šeliem,
- b) nedostatočná aplikácia preventívnych opatrení**, medzi ktoré patrí inštalácia a prevádzka elektrických ohradníkov (obr. 27), používanie pastierskych strážnych psov, kvalitná inštalácia a prevádzka košiarov. Tieto opatrenia predstavujú najdôležitejšiu súčasť aktivít smerujúcich k zníženiu, resp. úplnej eliminácii škôd na hospodárskych zvieratách,

- c) **nesprávne poľovnícke obhospodarovanie vlka** – viacerí odborníci na biológiu vlka tvrdia, že v prípade usmrtenia tzv. alfa jedincov sa svorka začne správať neštandardne a začne častejšie útočiť na hospodárske zvieratá.
- d) **zaúčanie vlčiat do lovu** predstavuje jav, kedy dospelé jedince zaúčajú vlčatá do spôsobu lovu (NLC 2015, Vypracovanie komplexnej štúdie škôd spôsobených veľkými šelmami a možnosti ich eliminácie),
- e) **nedisciplinovanosť chovateľov hospodárskych zvierat pri likvidácii uhynutých zvierat**: v mnohých prípadoch chovatelia nezabezpečia likvidáciu uhynutých zvierat, v dôsledku čoho sa medvede naučia chodiť do blízkosti hospodárskych budov.



Obr. 27 Nedostatočné preventívne opatrenia (v tomto prípade elektrický ohradník) zvyšujú riziko škôd spôsobených na hospodárskych zvieratách

Príčiny vzniku škôd na poľnohospodárskych plodinách, ovocných drevinách, včelstvách, majetku a príčiny vzniku nebezpečných stretov

- a) **Zmena v pestovaní poľnohospodárskych plodín** (najmä kukurica v menšej miere aj iné plodiny) – v súčasnosti sa v areáli prirodzeného rozšírenia medveďa hnedého pestujú poľnohospodárske plodiny, ktoré tiež predstavujú vysoko atraktívnu a nutrične veľmi vysoko energetickú potravu. Hlavný problém spôsobuje nárast pestovania kukurice v podhorských oblastiach (dochádza k zvyšovaniu plôch osiatych kukuricou aj v oblastiach, kde sa pred tým nepestovala). Medvede za touto potravou pravidelne migrujú, pričom sa nevyhýbajú ani intravilánom obcí a frekventovaným lokalitám. Tu sa znižuje tzv. konkurencia medzi jedincami medveďa hnedého, nakoľko poľnohospodárske plodiny predstavujú dostatok potravy pre viacerých jedincov na pomerne malej ploche. Preto je možné v čase dozrievania zŕn kukurice pozorovať na poliach aj viac ako 10 medveďov hnedých v tom istom čase. Problém sa môže ešte vystupňovať, keď poľnohospodárske plodiny nie sú pozbierané v riadnom agrotechnickom termíne.
- b) **Poľovnícke obhospodarovanie raticovej prežúvavej zveri** – na mnohých lokalitách areálu prirodzeného rozšírenia medveďa hnedého (súvislé lesné komplexy) sa nachádzajú poľovné revíry, kde dochádza k intenzívnemu prikrmovaniu raticovej prežúvavej zveri aj mimo tzv. doby núdze atraktívnou potravou pre medveďa hnedého. Podľa názorov niektorých užívateľov poľovných revírov sa jedná len o vnadenie diviacej zveri. Ide hlavne o jadrové krmivo, nevyužitý odpad z poľnohospodárskej a potravinárskej výroby (odpad čokoládovní, pečivární), odpady z obchodných sietí (citrusové plodiny ap.; obr. 28). Medvede takéto neprirodzené druhy potravy lákajú a podľa lokalizácie jednotlivých prikrmovacích zariadení realizujú svoje tzv. „potulky“ za potravou a tak sa častejšie dostávajú do blízkosti intravilánov. Toto vedie k zmene správania jedincov a môže dospieť až k strate plachosti pred človekom a vzniku jedincov so synantropným správaním.

- c) **Nedostatočné zabezpečenie komunálneho odpadu v rizikových lokalitách** – nezabezpečený komunálny odpad v blízkosti intravilánov obcí (často aj priamo v intravilánoch), hotelov a rekreačných a liečebných zariadení, turistických chodníkov predstavuje vysoko atraktívny zdroj potravy pre medvede (obr. 29). Dospelé jedince „učia“ mláďatá ako ľahko získať takýto zdroj potravy, čo postupne vedie k synantropizácii medveďov v týchto lokalitách. Pravidelné návštevy medveďov hnedých vedú k zvýšenej pravdepodobnosti stretnutia s človekom a vzniku nebezpečnej situácie. Mnohokrát ani miestna samospráva nerieši uvedený problém, nakoľko takýto prístup predstavuje nároky na zvýšené finančné krytie.



Obr. 28 Typický príklad nesprávneho vnadenia, alebo prikrmovania mimo doby núdze pre medveďa vysoko atraktívnou potravou.

d) Nedostatočné preventívne opatrenia –

tak ako v predchádzajúcom prípade ide hlavne o dôkladné zabezpečenie majetku, areálu chovu hospodárskych zvierat, včelstiev, ovocných sádov a na vybraných lokalitách aj poľnohospodárskych kultúr.

e) Zmenšovanie prirodzených biotopov veľkých šeliem bariérami –

v dôsledku výstavby infraštruktúry (oplotené diaľnice, nárast urbanizovanej krajiny, umelé vodné nádrže) dochádza k tzv. fragmentácii prirodzených biotopov veľkých šeliem a ich sťaženej migrácii. Veľké šelmy sa pod týmto vplyvom dostávajú do blízkosti ľudských obydlií (záhrady, parky, hospodárske budovy, včelárske zariadenia), kde si zabezpečujú potravu. S týmto úzko súvisí fakt častých kolízií medveďov s automobilmi a vlakmi. V rokoch 2007 až 2014 bolo na Slovensku po kolízii s dopravnými prostriedkami (autá, vlaky) uhynutých 62 jedincov medveďa hnedého. Presné údaje o ostatných veľkých šelmách nie sú známe, nakoľko užívatelia poľovných revírov tieto skutočnosti nenahlasujú.

f) Konkurencia pri využívaní územia – ľudia pomerne častým pohybom v biotopoch medveďa (lesnícka činnosť, spoločné poľovačky, pohyb turistov mimo vyznačených turistických chodníkov) spôsobujú vyrušovanie medveďov, pričom vzniká riziko nebezpečných stretov.

Obr. 29 Nezabezpečený komunálny odpad predstavuje ľahký zdroj neprírodzenej potravy pre medveďa.

6.2.2 Návrh opatrení na elimináciu problémov, škôd a zníženie vzniku nebezpečných situácií

Opatrenia navrhnuté v tejto kapitole predstavujú strednodobý až dlhodobý rámec, pretože situáciu je potrebné riešiť komplexne.

Intenzita predčačného tlaku veľkých šeliem na hospodárske zvieratá sa v priebehu sezóny mení v závislosti od dostupnosti inej potravy (najmä mláďat raticovej zveri) a tiež od stupňa vývoja mladých jedincov (vlčat). Väčšinou majú chovatelia hospodárskych zvierat od veľkých šeliem „pokoľ“, kým nedozrejú poľnohospodárske plodiny na poliach v nižších polohách. Keď plodiny dozrejú, presúva sa väčšina druhov raticovej zveri do blízkosti polí, a tým sa ochudobní potravná báza veľkých šeliem vo vyšších polohách. Práve vtedy (júl, august, september) sa najčastejšie začínajú veľké šelmy orientovať na hospodárske zvieratá, najmä ovce pasené vo vyšších horských polohách.

Celkove sa vplyv veľkých šeliem na hospodárske zvieratá pasené v horských podmienkach javí ako málo významný, keďže sa často krát nevyskytne aj viac rokov alebo je počet strhnutých oviec za sezónu veľmi nízky (1 – 4 jedince). Vzhľadom na desaťtisíce oviec, ktoré sa pasú v areáloch veľkých šeliem je vplyv šeliem minimálny a viacej jedincov ako je nimi strhnuté pravdepodobne uhynie z iných príčin. Ekonomický dopad na hospodárenie chovateľov je tak v globále relatívne zanedbateľný. Nemožno ale zabúdať na zvýšené výdavky jednotlivých chovateľov na prípadnú prevenciu pred útokmi šeliem (chov a výcvik psov, nákup elektrických ohradníkov a pod.), ale aj na nepriame vplyvy útoku na hospodárske zvieratá, ako napríklad dočasné zníženie dojivosti oviec po útoku z dôvodu prežitého stresu.

Niektoré opatrenia je možné zabezpečiť striktným dodržiavaním legislatívy, na niektoré opatrenia je však potrebné zabezpečiť legislatívne zmeny a zabezpečiť súčinnosť všetkých zainteresovaných strán. Za základné opatrenie považujeme spracovanie programov starostlivosti o veľké šelmy na Slovensku. Tieto dokumenty komplexne riešia ochranu a manažment veľkých šeliem a zároveň ponúkajú riešenia nasledujúcich okruhov problémov:

a) Nedostatočné preventívne opatrenia – pri vzniku škôd na hospodárskych zvieratách, včelstvách, poľnohospodárskych plodinách a ovocných drevinách je potrebné odporučiť realizáciu preventívnych opatrení. Tie by sa v zmysle ustanovení novelizovaného zákona o ochrane prírody a krajiny mali prednostne realizovať na miestach vzniku škôd. Absencia preventívnych opatrení by sa mala prísnejšie posudzovať a až v prípade ich realizácie by sa mali príslušné škody uhrádzať.

Návrh riešenia – sprísniť systém ochrany proti škodám spôsobených veľkými šelmami, tým že pre vlastníkov, správcov, nájomcov pozemkov, prevádzkovateľov rekreačných zariadení, miestnu samosprávu je potrebné zaviesť povinnosť preventívnych opatrení na ochranu zariadení na chov hospodárskych zvierat, chovu včiel, pestovanie poľnohospodárskych plodín, zabezpečenie komunálneho odpadu na zabránenie, resp. zníženie škôd spôsobovaných chránenými živočíchmi. V súčasnosti existuje viacero riešení, ako uvedeným škodám zabrániť úplne, resp. ich znížiť na minimálnu mieru:

Salašnicke strážne psy – predstavujú najúčinnější spôsob ochrany a obrany hospodárskych zvierat pred útokmi veľkých šeliem, či už pri pasení, alebo pri košarovaní (obr. 30). Problematickým sa stáva obava chovateľov z napadnutia náhodne sa pohybujúcich obyvateľov v miestach pasenia hospodárskych zvierat. Psa je na takúto prácu potrebné dostatočne pripraviť precíznym výcvikom. Už od šteniatka musí byť takýto pes pri hospodárskych zvieratách, aby si osvojil základné návyky strážneho psa. Medzi ním a pastierom nesmie vzniknúť osobný kontakt, ktorý by narušil chápanie psa ohľadne pracovných povinností. Takýto pes musí byť pri práci pustený navoľno, v žiadnom prípade nesmie byť na reťazi. Veľmi dôležitá je pri výcviku stratégia ochrany, pričom pes nesmie útočiť na ľudí a zároveň nepustiť ľudí k stádu. Pre efektívne použitie strážnych psov sa odporúča: **na ochranu stáda nad 100 jedincov majú pripadať minimálne dva pracujúce strážne psy a odporúča sa, na ďalších 100 jedincov jeden strážny pes.**



Obr. 30 a,b Z pastierskych strážnych psov sú najrozšírenejšie ovčiaky (vľavo: stredoázijský ovčiak, pravo: slovenský čuvač).

Tradičné používanie pastierskych strážnych psov v súčasnosti v praxi naráža na nasledovné problémy:

- **Nedostatočný výcvik** – používanie pastierskych strážnych psov si vyžaduje ich dôslednú výchovu už od šteňaťa a sústavný výcvik, čo v súčasných podmienkach u mnohých chovateľov nie je možné dostatočne zabezpečiť. Dôvodom sú časté zmeny pastierov. Pritom pastierske strážne psy by mala vychovávať a cvičiť jedna zodpovedná a odborne spôsobilá osoba, teda pastier, ktorý s uvedenými psami trávi čas aj v období mimo pasenia.
- **Použitie psov** – väčšina chovateľov oviec neovláda spôsob tradičného používania pastierskych strážnych psov, alebo ho nepovažuje za dôležité znovu zavádzať.
- **Nezáujem chovateľov oviec** – niektorí chovatelia oviec nie sú ochotní vziať na seba zodpovednosť za škody, ktoré môžu pastierske strážne psy spôsobiť pri používaní tradičného pôvodného spôsobu (voľný pohyb), a to predovšetkým zo strachu možného napadnutia ľudí, resp. iných psov a voľne žijúcich zvierat.
- **Zvýšený pohyb ľudí v prírode** – intenzita pohybu ľudí v prírode sa z roka na rok zvyšuje. Stúpa počet turistov, cykloturistov, hubárov a zberačov iných lesných plodov v prírode, čím sa zvyšuje aj riziko napadnutia týchto ľudí pastierskymi strážnymi psami. Uplatnenie pastierskych strážnych psov je preto bezproblémové v oblastiach s nízkou intenzitou pohybu ľudí na pastvinách. Rovnaké problémy uvádza z oblasti Álp Mettler (2014) a z Nórska (Hansen, 2005).
- **Degradácia vlastností** – dlhodobé nesprávne používanie psov a ich chov na účely stráženia dvorov alebo iných objektov viedlo k úplnej degradácii telesných (malé a fyzicky slabé jedince) a vrodenných vlastností psov (strach zo šeliem, nezáujem o ovce a iné anomálie). Uväzovanie psov na reťaz znemožňuje plne rozvinúť ich strážne schopnosti.
- **Zvýšené náklady** – chov pastierskych strážnych psov vyžaduje ďalšie finančné výdavky súvisiace s kúpou psov, ich veterinárnym ošetrením, chovom, zaobstaraním kvalitného krmiva, čím sa zvyšujú náklady chovateľov oviec. Pri súčasnej nízkej podpore chovu oviec zo strany štátu (dotačná politika) neostávajú chovateľom zvyšné finančné prostriedky na chov a výcvik pastierskych strážnych psov. Zvýšené náklady súvisiace s chovom psov sú jedným z limitujúcich faktorov ich použitia v potrebnom počte aj v Rumunsku (Mertens *et al.*, 2001).

Elektrické ohradníky: predstavujú vysoko účinný spôsob ochrany hospodárskych zvierat pri pasení a košarovaní, včelstiev a poľnohospodárskych plodín (obr. 31). Jeho účinnosť však vo veľkom ovplyvňuje spôsob konštrukcie a sila zdroja impulzov. Rozhodujúce je ale zvoliť dostatočne silný zdroj elektrických impulzov a vytvoriť pre veľké šelmy čo najviac neprekonateľnú bariéru. Pri medveďovi sa odporúčajú zdroje impulzov s energiou 4,8 J a viac a napätím minimálne 6 000 V, pri vlkovi a rysovi zdroje impulzov s energiou 3,0 J a viac a napätím minimálne 5 800 V. Dôležitá je rovnako vzdialenosť vodivých laniek alebo drôtov, ktorá by v spodnej časti oplotenia asi do výšky 1,2 metra nemala byť väčšia ako 20 cm, vyššie 30 cm. Vzhľadom na osrstenie veľkých šeliem je

najvhodnejšie používať polypropylénové lanká 4 a viac mm. Pri tvorbe ohrád väčšieho obvodu sa doporučuje min 3 mm drôty alebo oceľové lanká. Každý výrobca ohradníka doporučuje ich použitie, ako aj inštaláciu v praxi.



Obr. 31 Včelstvá chránené elektrickým ohradníkom.

Košiare: pri tvorbe nočných košiarov sa navrhuje kombinácia kovovej alebo drevenej ohrady chránenej z vonkajšej strany elektrickým ohradníkom. Pomerne nízke ohradníky (tradične využívané) s výškou 1,2 – 1,5 metra, dokáže vlk bez problémov preskočiť, resp. sa dokáže podhrabať. Výška ohradníka musí byť minimálne 1,6 metra a pri používaní elektrických ohradníkov viesť najspodnejšie vodivé lanko tesne ponad povrchom zeme do 20 cm. Tu je potrebné upozorniť na dôležitosť údržby (pravidelné kosenie), nakoľko je tu zvýšené riziko vzniku skratu pri dotyku vodivého lanka s trávou ap. Podľa skúseností chovateľov, v prípade použitia kovových alebo drevených ohradníkov môže dôjsť pri útokoch šeliem na košarované ovce k ich uduseniu. Vystrašené ovce v snahe ujsť pred útočiacimi šelmami sa tlačia do protiľahlých strán a rohov, kde splašené stádo pritlačí krajné ovce k ohradníku a tieto sa často udusia. V prípade elektrických ohradníkov splašené stádo ohradník prerazí, unikne mimo neho a stane sa nechráneným pred veľkými šelmami. Z uvedeného dôvodu, je najvhodnejšia už spomínaná kombinácia kovových alebo drevených ohrád okolo ktorých sa vo vzdialenosť 15 metrov inštaluje elektrický ohradník. V medzipriestore sa na voľno umiestnia pastierske strážne psy. V prípade útoku veľkých šeliem tak môžu psy aktívne atakovať útočiacie šelmy spoza elektrického ohradníka, čím ich odradia od pokračovania v útoku. Výška elektrického ohradníka musí byť aj v tomto prípade minimálne 1,6 metra. Nevýhodou je, že pri premiestňovaní košiara sa musia presunúť aj elektrické ohradníky.

Detekčné a odplašovacie zariadenia je možné použiť na ochranu košiarov. Tieto zariadenia sú v súčasnej dobe bežne rozšírené na ochranu objektov. Vhodne rozmiestnené snímače nepretržite monitorujú určený priestor a pri zistení pohybu v ňom vysielajú elektrický signál, ktorý spúšťa zvukový, svetelný alarm alebo iné zariadenie (reprodukcia ľudských hlasov, štekot psa, výstrel, aktivácia svetlíc, delobuchov a pod.). Nevýhodou je, že pri opakovanom stretnutí sa šeliem s použitým typom plašiča si po určitej dobe naň zvyknú.

Osvetlenie predstavuje účinnú celonočnú preventívnu metódu na ochranu košiarov pomocou silného svetelného zdroja. Tento spôsob prevencie však predstavuje značné zvýšenie nákladov pre chovateľa a nezohľadňuje dobré životné podmienky zvierat.

Špeciálne zberné nádoby (kontajnery) – uzamykateľné, resp. zabezpečené kontajnery proti vyberaniu komunálneho odpadu medveďom.

Na čiastočnú, resp. úplnú elimináciu škôd spôsobených veľkými šelmami slúži rad ďalších preventívnych opatrení, či už sú to vyvýšené plošiny, plechom obitej maringotky, ktoré si chovatelia a pestovatelia vo väčšine prípadov skonštruujú vlastnými silami.



Obr. 32 a,b Včelstvá chránené v plechom obitej búde v kombinácii s elektrickým ohradníkom a uzamykateľný veľkokapacitný kontajner.

V prípade, že by sa uvedené preventívne opatrenia v praxi nerealizovali, ŠOP SR navrhuje prísnejšie posudzovanie a úhradu náhrady škody spôsobenej veľkými šelmami. Sprísnenie komisionálneho šetrenia škôd by vlastníkov, správcov a nájomcov pozemkov pravdepodobne prinútilo dôkladnejšie realizovať preventívne opatrenia.

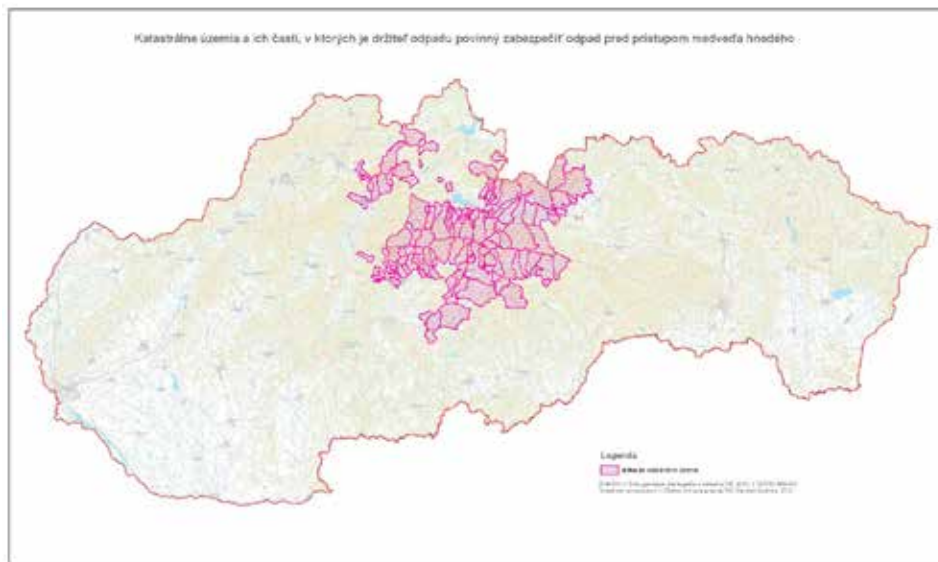
b) Zmena v pestovaní poľnohospodárskych plodín: podľa názoru niektorých zainteresovaných skupín je nevyhnutné riešiť zmenu pestovania poľnohospodárskych kultúr v areáli prirodzeného rozšírenia medveďa hnedého. Plodiny, ktoré sa v poslednom období začali pestovať v oblastiach výskytu medveďa hnedého a stali sa významnou zložkou jeho potravy, negatívne ovplyvňujú pohyb medveďov smerom k obydliam človeka. Zvyšujú aj ich natalitu a prežívanie mláďat.

Návrh riešenia: jednou z možností je každoročná konzultácia osevných postupov v danom roku za účasti kompetentných zástupcov (poľnohospodári, poľovníci, ochrana prírody), ktorej výsledkom by bola dohoda o druhu pestovanej poľnohospodárskej plodiny, ako aj opatrenia na zabránenie pohybu medveďov v týchto kultúrach, ako napríklad inštalácia funkčných elektrických ohradníkov. Tieto opatrenia sa však nedajú realizovať na každej lokalite, ale len miestne a po dohode všetkých zainteresovaných skupín.

c) Poľovnícke obhospodarovanie raticovej prežúvavej a diviačej zveri – pri striktnom dodržiavaní zákona o poľovníctve by sa tento problém pomerne rýchle minimalizoval. Je potrebné sprísnenie kontroly a následných postihov v prípade, že budú prevádzkované krmné a vnadiace zariadenia s potravou atraktívnou pre medvediu zver. V období mimo doby núdze by sa zver nemala prikrmovať vôbec. Zákon o poľovníctve stanovuje presné pravidlá pre prikrmovanie a vnadenie, ktoré sa, žiaľ nie vždy v praxi dodržiavajú. Situácia sa bude riešiť lepšou spoluprácou medzi orgánmi a organizáciami ochrany prírody a štátnou správou poľovníctva, poľovníckou samosprávou a užívateľmi poľovních revírov. V prípade nevhodných spôsobov prikrmovania a vnadenia, ktoré negatívne ovplyvňujú pohyb medveďov k intravilánu, by mala organizácia ochrany prírody rokovať s užívateľmi o presune týchto zariadení a zmene spôsobu prikrmovania a vnadenia zveri. Zároveň bude mať nedodržiavanie pravidiel pri prikrmovaní a vnadení zveri vplyv na povoľovanie lovu medveďa v jednotlivých poľovních revíroch.

d) Nakladanie s komunálnym odpadom – obyvatelia ako aj miestna samospráva by sa mala aktívne podieľať na nakladaní s komunálnym odpadom. Vznikajú tu však viaceré problémy (zberné nádoby, odvoz zberných nádob), ktoré vo väčšine prípadov súvisia s finančným krytím.

Návrh riešenia – malo by dôjsť k prísnejšiemu kontrolovaniu dodržiavania zásad nakladania s komunálnym odpadom. Všetky miestne samosprávy v oblastiach prirodzeného rozšírenia medveďa by mali mať povinnosť zabezpečovania komunálneho odpadu proti vyberaniu živočíchmi, najmä medveďmi. Ide najmä o situácie, keď nie je riešený odvoz komunálneho odpadu prostredníctvom malých smetných nádob (tzv. kuka nádoby), ale stojiskami strednokapacitných a veľkokapacitných kontajnerov na odpad. Obce v oblastiach výskytu medveďa hnedého riešia zber komunálneho odpadu takýmto spôsobom spravidla v odľahlých častiach obcí mimo hlavnej časti zastavaného územia obce, prípadne v chatových osadách alebo v blízkosti rekreačných zariadení. Existujú odskúšané spôsoby pre jednotlivé riešenia, ako komunálny odpad zabezpečiť proti vniknutiu medveďa hnedého, pričom už v súčasnosti sú navrhnuté vhodné riešenia pre jednotlivé prípady. Najdôležitejší krok predstavuje zmena zákona č. 223/2001 Z. z. o odpadoch a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov, ako aj vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 310/2013 Z. z., ktorou sa vykonávajú niektoré ustanovenia zákona o odpadoch v znení neskorších predpisov. V uvedenom zákone sa pojednáva o povinnosti držiteľa odpadu zabezpečiť odpad pred prístupom medveďa hnedého v ustanovených oblastiach, pričom všeobecne záväzný právny predpis, ktorý vydá ministerstvo, ustanoví vymedzenie lokalít výskytu medveďa hnedého, na ktoré sa vzťahuje povinnosť zabezpečiť odpad osobitným spôsobom a podrobnosti o spôsobe zabezpečenia odpadu (obr. 33).



Obr. 33 Vymedzenie lokalít výskytu medveďa hnedého, na ktoré sa vzťahuje povinnosť zabezpečiť odpad osobitným spôsobom.

- e) **Konkurencia vo využívaní priestoru človeka a medveďa hnedého** – tento jav je možné obmedziť len minimálne, nakoľko je veľmi ťažké obmedziť návštevnosť územia s výskytom medveďov hnedých, zber lesných plodov, ale aj lesnícku, poľnohospodársku a poľovnícku činnosť (voľný pohyb v krajine je garantovaný, mimo režim chránených území a oplotených pozemkov a iné činnosti spadajú pod režim špeciálnych zákonov, ako napríklad zákon o lesoch alebo zákon o poľovníctve).

Návrh riešenia – zvýšená komunikácia s verejnosťou, turistickou verejnosťou, návštevníkmi, poľovníckou, poľnohospodárskou a lesníckou verejnosťou a s obyvateľmi obcí v areáli výskytu medveďa hnedého. Je potrebné pravidelne upozorňovať na zvýšené riziko nebezpečných stretov podľa jednotlivých lokalít a formy pohybu v krajine (obr. 34). Je potrebné komunikovať osobitne s každou skupinou občanov o rizikách a možnostiach stretnutí s medveďom hnedým, o odporúčanej forme reakcie na stretnutie a preventívnych opatreniach. Za týmto účelom je potrebné zabezpečenie všeobecnej dostupnosti informácií o tom čo je potrebné urobiť v prípade útoku medveďa hnedého, ako zareagovať pri jednotlivých formách stretnutí, ako sa exponované skupiny občanov môžu chrániť (napríklad turisti nosením roľníčiek a lesní robotníci vybavením špeciálnych sprejov na odpudzovanie medveďa hnedého) a ktoré aktivity by mali byť v niektorých obdobiach usmernené alebo vylúčené (napríklad organizovanie spoločných poľovačiek v známej oblasti brloženia medveďa hnedého a podobne). Túto problematiku v súčasnosti na Slovensku riešia viaceré subjekty ako sú ŠOP SR, mimovládne organizácie, poľovnícka a poľnohospodárska správa. Ide hlavne o zvýšenú komunikáciu s obyvateľstvom, vydávanie publikácií pre verejnosť, zvyšovanie povedomia prostredníctvom rôznych médií (obr. 35).



Obr. 34 a,b Tabule s upozorneniami na územie s výskytom medveďa hnedého, ako aj na zvýšený pohyb medveďa v lokalite.



Obr. 35 Materiál informujúci širokú verejnosť o základných biologických a ekologických nárokoch medveďa hnedého a o zásadách správania sa pri náhlom strete človeka s medveďom.

- f) Zmenšovanie prirodzených biotopov bariérami** – vyriešenie tejto problematiky je pomerne náročné, nakoľko si vyžaduje investíciu nemalých finančných prostriedkov (výstavba ekoduktov), prísnejšie dodržiavanie právnych predpisov na úseku ochrany prírody a krajiny a územných plánov obcí (výstavba priemyselných parkov, obytných štvrtí).
- g) Nastavenie ekologického manažmentu a zásahu do populácií veľkých šeliem** – v prípade, že je potrebné z rôznych príčin zasiahnuť do populácie, musí to byť riešené na základe exaktných údajov z monitoringu a na základe škôd spôsobených veľkými šelmami.

6.2.3 Náhrada škôd spôsobených veľkými šelmami v súčasnosti

Aj napriek realizovaným preventívnym opatreniam v praxi často krát vznikajú škody spôsobené veľkými šelmami. Z uvedeného dôvodu na Slovensku vznikol inštitút tzv. zodpovednosti za škody spôsobené určenými živočíchmi, v tomto prípade veľkým šelmami. V praxi to znamená, že štátne inštitúcie prevzali zodpovednosť za škody spôsobené živočíchmi, ktoré sú celoročne chránené s výnimkou vlka, ktorý je celoročne chránený len na niektorých lokalitách Slovenska.

V zmysle platnej legislatívy na úseku ochrany prírody a krajiny teda za škody spôsobené veľkými šelmami, na území Slovenskej republiky zodpovedá štát, ale za podmienok, v rozsahu a spôsobom ustanoveným zákonom č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov a vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov. Štát zodpovedá za škody spôsobené veľkými šelmami na:

- živote a zdraví fyzickej osoby,
- vybraných domestikovaných živočíchoch,
- psoch používaných na stráženie vybraných domestikovaných živočíchov pred útokmi šeliem, za ktoré sa považujú psy, pri ktorých výcviku sa používajú odlišné metódy ako pri výcviku služobných, ovčiarskych a poľovnícky upotrebitelných psov, a veľké ovčiarske psy,
- včelstvách a včelárskych zariadeniach,
- nepozberaných poľných plodínach,
- drevinách alebo lesných porastoch,
- poľovnej raticovej zveri v oblastiach s celoročnou druhovou ochranou veľkých šeliem.

Na náhradu škody však chovatelia hospodárskych zvierat, včelstiev, pestovatelia poľnohospodárskych plodín, ovocných drevín a lesných drevín musia splniť podmienky, ktoré určuje štát. Ide o preventívne opatrenia slúžiace na elimináciu týchto škôd. Náhradu škody na vybraných **domestikovaných živočíchoch** možno poskytnúť, ak:

- kôň, osol a ich krížence, dobytok, ovca, koza alebo ošípaná boli v čase rozhodujúcej udalosti umiestnené v uzatvorenom objekte alebo v elektrickom ohradníku alebo pri ich umiestnení v čase, keď nastala skutočnosť, v ktorej priamom dôsledku došlo ku škode (tzv. „rozhodujúca udalosť“), mimo uzatvoreného objektu alebo elektrického ohradníka boli pod priamym dohľadom fyzickej osoby a voľne pusteného pastierskeho psa,
- hydina, králiky a kožušinové živočíchy boli v čase rozhodujúcej udalosti umiestnené v uzatvorenom objekte.

Náhradu škody na **včelstvách a včelárskych zariadeniach** možno poskytnúť, len ak včelárske zariadenie bolo v čase rozhodujúcej udalosti trvale oplotené alebo v elektrickom ohradníku.

Náhradu škody na **poľných plodínach** nemožno poskytnúť, ak neboli pozbierané v agrotechnickom termíne na ich zber, obvyklom pre dané územie. Náhrada škody sa však poskytne, ak sa zber v agrotechnickom termíne neuskutočnil zo závažného dôvodu, najmä z dôvodu ochrany prírody a krajiny.

Pri škode spôsobenej veľkými šelmami na majetku sa uhradí poškodenému skutočná vzniknutá škoda. Pri škode na domestikovaných živočíchoch a pastierskych psoch sa uhradí len škoda, ktorá vznikla v dôsledku ich usmrtenia alebo zranenia spôsobeného veľkou šelmou. Na preukázanie rozsahu škody možno dať vyhotoviť a použiť znalecké posudky.

Pri škode spôsobenej veľkými šelmami **na živote** fyzickej osoby sa poskytne:

- jednorazové odškodnenie manželovi (druhovi) usmrteného a každému jeho maloletému dieťaťu, voči ktorému mal usmrtený vyživovaciu povinnosť, a to pozostalej maloletej osobe vo výške tridsaťnásobku priemernej mesačnej mzdy zamestnanca v hospodárstve Slovenskej republiky zistenej Štatistickým úradom Slovenskej republiky za kalendárny rok, ktorý dva roky predchádza kalendárnemu roku, v ktorom vznikla škoda a ostatným pozostalým vo výške dvadsaťnásobku priemernej mesačnej mzdy; v prípade usmrtenia maloletého dieťaťa jednorazové odškodnenie patrí každému z rodičov,

- náhrada primeraných nákladov spojených s pohrebom a náhrada účelne a preukázateľne vynaložených nákladov spojených s liečením poručiťľa v súvislosti so vznikom škody, ktorá sa nahrádza fyzickej osobe, ktorá tieto náklady vynaložila; náhrada nákladov spojených s pohrebom sa zníži o príspevok na pohreb.

Pri škode **na zdraví** fyzickej osoby sa poškodenému poskytne odškodnenie za bolesť a sťažené spoločenské uplatnenie vo výške určenej podľa zákona o náhrade za bolesť a o náhrade za sťaženie spoločenského uplatnenia, ako i náhrada účelne a preukázateľne vynaložených nákladov spojených s liečením poškodeného v súvislosti so vznikom škody.

V prípade, že škoda bola spôsobená veľkou šelmou držanou alebo chovanou v ľudskej opatere alebo veľkou šelmou, ktorá unikla, štát za takúto škodu nezodpovedá. Rovnako nezodpovedá aj v prípade škody, ktorá vznikla fyzickej osobe pri plnení pracovných úloh alebo v priamej súvislosti s ním alebo pri plnení služobných úloh alebo iných obdobných činností alebo v súvislosti s ním a nezodpovedá aj za škodu, ktorá vznikla lovcovi pri love veľkej šelmy, ktorá škodu spôsobila.

V prípade, že bola škoda spôsobená veľkými šelmami mimo doby ich druhovej ochrany, náhradu škody nemožno poskytnúť.

Uplatnenie nároku na náhradu škôd

Poškodený môže písomne oznámiť vzniknutú škodu na majetku do 48 hodín od jej zistenia orgánu ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo. V prípade škôd na živote alebo zdraví fyzických osôb môže poškodený alebo pozostalá osoba písomne oznámiť vzniknutú škodu do 5 dní. Ak vzniknutú škodu v stanovenej lehote poškodený alebo pozostalá osoba neoznámia, právo na náhradu škody im zanikne.

Orgán ochrany prírody po ohlásení škody uskutoční miestne šetrenie do troch dní za účasti poškodeného a dotknutých orgánov štátnej správy, prípadne ďalších dotknutých orgánov a organizácií. Z miestneho šetrenia spíše protokol a zaistí vhodným spôsobom dôkazy.

Právo na náhradu škody na vybraných domestikovaných živočíchoch, pastierskych psoch, včelstvách a včelárskych zariadeniach, nepozbieraných poľných plodinách, drevinách alebo lesných porastoch alebo poľovnej raticovej zveri si musí poškodený uplatniť písomnou žiadosťou doloženou dokladmi a podkladmi potrebnými na posúdenie nároku na náhradu škody na orgáne ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo, a to, do jedného mesiaca odo dňa, keď sa poškodený o škodu dozvedel, najneskôr však do šiestich mesiacov odo dňa, keď škoda vznikla.

Náhradu škody na živote alebo zdraví si musí poškodený alebo pozostalá osoba uplatniť písomnou žiadosťou, rovnako doloženou dokladmi a podkladmi potrebnými na posúdenie nároku na náhradu škody na orgáne ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo, najneskôr do dvoch rokov od vzniku škody.

Ak si právo v týchto lehotách neuplatnia, právo na náhradu škody zaniká.

Žiadosť o poskytnutie náhrady škody obsahuje:

- identifikačné údaje žiadateľa (poškodeného alebo pozostalého) – meno, priezvisko, trvalý pobyt, názov, sídlo a IČO právnickej osoby,
- opis príčin vzniku škody a uvedenie rozsahu škody,
- označenie druhu veľkej šelmy, ktorá škodu podľa poznatkov žiadateľa spôsobila,
- opis opatrení žiadateľa, ktoré vykonal na zabránenie vzniku škody,
- spôsob poskytnutia náhrady škody (napríklad bankovým prevodom, poštovou poukážkou, v hotovosti v pokladni príslušného orgánu).

K žiadosti sa ďalej pripája:

- doklad alebo iný dôkaz o vlastníckom práve k majetku, na ktorom bola spôsobená škoda,
- potvrdenie vydané veterinárnym lekárom o príčine úhynu zvierat v majetku poškodeného,
- doklad o vlastníckom alebo inom práve k pozemku, na ktorom ku škode došlo, ak ide o škodu na poľných plodinách, drevinách, na lesných porastoch alebo na poľovnej raticovej zveri,
- lekárska správa od lekára, ktorý ošetril, prípadne liečil fyzickú osobu, ak ide o škodu na živote alebo na zdraví,
- výpis z matriky o smrti fyzickej osoby a lekárska správa od lekára, ktorý ošetril osobu po útoku veľkou šelmou, ak bola táto osoba lekársky ošetrená,
- prípadne odborný alebo znalecký posudok o vzniku škody a o jej výške (na základe výzvy orgánu ochrany prírody).

Príslušný orgán ochrany prírody k žiadosti pripojí protokol a ďalší dôkazový materiál, napríklad videozáznam, fotodokumentáciu z miestneho šetrenia uskutočneného ním alebo poverenou organizáciou ochrany prírody, alebo prizvaným znalcom.

Žiadosť o náhradu škody sa považuje za predloženú dňom, keď bola doručená úplná žiadosť poškodeného alebo pozostalej osoby. V prípade, že žiadosť neobsahuje predpísané náležitosti alebo nie sú k žiadosti pripojené predpísané doklady a podklady, vyzve príslušný orgán ochrany prírody poškodeného, aby doplnil chýbajúce údaje, doklady alebo podklady najneskôr do 30 dní odo dňa doručenia výzvy na doplnenie. V tejto lehote môže poškodený tiež spresniť rozsah náhrady škody, o ktorej poskytnutie žiadal. Z osobitných dôvodov možno túto lehotu na základe žiadosti poškodeného predĺžiť. Ak nedôjde zo strany poškodeného k doplneniu, náhrada škody sa poškodenému neposkytne. Poškodený alebo pozostalá osoba má právo domáhať sa priznania náhrady škody na súde.

Skutočnosti nevyhnutné na posúdenie nároku na náhradu škody posúdi orgán ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo, bezodkladne po doručení úplnej žiadosti. Pri posudzovaní vychádza z predložených dokladov a podkladov, ktorými poškodený preukazuje svoj nárok na náhradu škody, majetkové práva, prípadne iné vzťahy k predmetu náhrady škody, ďalej z odborných alebo znaleckých posudkov, z potvrdenia veterinárneho lekára v prípade úhynu zvierat a rovnako tiež zo stanovísk a z údajov o monitorovaní určených živočíchov poskytnutých ministerstvom životného prostredia, prípadne ním zriadených organizácií ochrany prírody.

Ak orgán ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo, zistí, že škodu spôsobil určený živočích, sú splnené zákonom ustanovené podmienky a nie sú pochybnosti o čase rozhodujúcej udalosti, o vzniku škody poškodenému a o rozsahu ním požadovanej náhrady škody, zaplatí náhradu škody poškodenému najneskôr do štyroch mesiacov a v zvlášť zložitých prípadoch do šiestich mesiacov odo dňa, keď bola tomuto orgánu žiadosť poškodeného o poskytnutie náhrady doručená, a to spôsobom, ktorý poškodený vo svojej žiadosti navrhol. Ak nie je škoda alebo jej rozsah preukázaný, orgán ochrany prírody náhradu škody nezaplatí.

Ak orgán ochrany prírody, v ktorého územnom obvode ku škode došlo, nezaplatí náhradu škody v stanovenom termíne a za podmienok uvedených vyššie, môže sa poškodený domáhať voči tomuto orgánu priznania škody na súde, a to najneskôr do troch rokov odo dňa, keď bola žiadosť poškodeného alebo pozostalej osoby o poskytnutie náhrady tomuto orgánu doručená.

Ako vidieť celý proces zisťovania, komisionálneho šetrenia, uznávania a následnej úhrady škody spôsobenej veľkými šelmami je v súčasnosti pomerne zdĺhavý. Na jednej strane škody posudzujú a priznávajú orgány ochrany prírody (okresné úrady), na strane druhej zodpovednosť za evidenciu škôd má na starosti Štátna ochrana prírody SR, ktorá je počas správneho procesu zodpovedná za určenie pôvodcu škody. Tu je potrebné uviesť aj fakt, ktorý do značnej miery ovplyvňuje uvedenú problematiku. V praxi sa stretávame s rôznym prístupom pri komisionálnej obhliadke a oceňovaní škôd zo strany obvodných úradov životného prostredia. Napríklad niektoré škody na poľnohospodárskych plodinách sú priznávané aj v prípade, že ich nespôsobil medveď, väčšinou sú spôsobované diviačou zverou, alebo nie sú vykonané žiadne preventívne opatrenia. Na strane druhej sa stáva, že aj škody spôsobené veľkými šelmami nie sú priznané. Ako ďalší problém môžeme definovať nezaujem o nahlasovanie škôd zo strany vlastníkov a obhospodarovateľov pozemkov, chovateľov hospodárskych zvierat a včiel z dôvodu zdĺhavého správneho konania pri ich šetrení a úhrade.

Z uvedeného dôvodu bola v navrhovaných programoch starostlivosti o veľké šelmy vypracovaná nová metodika zisťovania, šetrenia a úhrady náhrad týchto škôd. Zároveň bol v rámci aplikácie Komplexný informačný a monitorovací systém „KIMS“ zriadený špeciálny modul na evidenciu škôd spôsobených chránenými živočíchmi, ktorý by mal všetky databázy týkajúce sa uvedenej problematiky zjednotiť a tým prispieť k výraznému zjednodušeniu náhrad škôd, ale aj k lepšiemu a operatívnejšiemu manažmentu a ochrany veľkých šeliem.

6.2.4 Návrh zmien náhrad škôd spôsobených veľkými šelmami

Tak ako v súčasnosti aj v budúcnosti bude štát zodpovedať za škody spôsobené veľkými šelmami, no na rozdiel od predchádzajúceho systému budú hradené aj iné škody na majetku. Pri škodách na hospodárskych zvieratách budú uhrádzané aj nasledovné náklady:

- na kafilerické poplatky pri likvidácii uhynutých jedincov hospodárskych zvierat, ktoré sú predmetom náhrady škody,
- na kafilerické poplatky pre jedince, ktoré boli napadnuté veľkými šelmami, ale uhynuli neskôr a sú predmetom úhrady škody,
- na veterinárnu starostlivosť poranených jedincov pri útoku veľkých šeliem,
- na stratené jedince pod vplyvom útoku veľkých šeliem, ktoré sú predmetom náhrady škody,
- nákladov pri strhnutí a strate psov pod vplyvom útoku veľkých šeliem,
- ušlého zisku o ktorý príde chovateľ pri útoku vlka (napr. plemenné hospodárske zviera, gravidné jedince ap.).

Zároveň by nemali byť preplácané škody na raticovej prežúvavej zveri a diviačej zveri, nakoľko táto zver predstavuje prirodzený zdroj potravy pre veľké šelmy.

Všetky škody budú evidované v jednotnej databáze Komplexného informačného a monitorovacieho systému, „KIMS“. To znamená, že databáza okrem komisionálne šetrených škôd bude obsahovať aj škody spôsobené veľkými šelmami, ktoré chovatelia alebo poľnohospodári nebudú chcieť preplácať. Evidencia všetkých škôd je však nesmierne dôležitá pri stanovení následného najvhodnejšieho manažmentu veľkých šeliem na Slovensku.

Táto evidencia a náhrada škôd spôsobených veľkými šelmami bude aplikovaná v praxi (šetrená, uhrádzaná/neuhrádzaná) bez rozdielu, či sa lokalita na ktorej škoda vznikla nachádza alebo nenachádza v území európskeho významu, kde veľké šelmy predstavujú predmet ochrany (ďalej len „ÚEV“). **Zodpovedná za jej komplexnú realizáciu by mala byť organizácia ochrany prírody – Štátna ochrana prírody SR.**

6.2.4.1 Postup uplatnenia nároku škody

Poškodený je povinný škodu ohlásiť okamžite po jej zistení, **najneskôr však do 24 hodín** od jej zistenia na príslušnú organizačnú jednotku ŠOP SR, v ktorej územnej kompetencii ku škode došlo a to nasledovným spôsobom:

- telefonicky priamo zamestnancovi ŠOP SR (príslušná správa CHKO a NP),
- elektronicky pomocou registrácie v aplikácii KIMS (www.bimonitoring.sk),
- elektronickou poštou,
- písomne priamo na ŠOP SR.

Kontaktné osoby ŠOP SR budú pravidelne aktualizované na web stránkach ŠOP SR a SPPK.

ŠOP SR **najneskôr** do 24 hodín od nahlásenia škody vykoná obhliadku (miestne šetrenie škody) za účasti poškodeného a zabezpečí dôkazy o vzniknutej škode. O tomto šetrení spíše protokol z miestneho šetrenia. Poškodený pri škodách na hospodárskych zvieratách zabezpečí do protokolu aj všetky čísla ušných značiek zvierat u ktorých požaduje náhradu škody spôsobenej veľkými šelmami. Zároveň je na miestnej obhliadke **určená povinnosť rozhodnutia sa** poškodeného, či v prípade zranenia hospodárskych zvierat veľkými šelmami bude požadovať náhradu škody za veterinárne ošetrenie zvierat, alebo plnú náhradu a jedince nechá utraťiť. V prípade rozhodnutia o ošetrení nemá nárok na náhradu, keď uvedený jedinec vplyvom zranení uhynie.

V prípade potreby, po miestnom šetrení poškodený (držiteľ) doručí na ŠOP SR najneskôr do desiatich dní doklady a podklady, ktorými preukazuje svoj nárok na náhradu škody, majetkové práva, prípadne iné vzťahy k predmetu náhrady škody, odborné alebo znalecké posudky, lekárske správy v prípade škody na živote a zdraví, potvrdenia veterinárneho lekára v prípade úhynu zvierat, príp. potrebné stanoviská. Poškodený zabezpečí potvrdenia protokolu veterinárnym lekárom, ktorým sa preukáže opodstatnenosť náhrady škody.

Poškodený **bezodkladne** po potvrdení straty hospodárskeho zvieratá veterinárnym lekárom **zabezpečí** podanie žiadosti o odpis konkrétnych zvierat z CEHZ.

Ak ŠOP SR zistí, že škodu spôsobili veľké šelmy, sú splnené podmienky na náhradu škody a nie sú pochybnosti o čase rozhodujúcej udalosti, o vzniku škody poškodenému a o rozsahu ním požadovanej náhrady škody, podá žiadosť na náhradu škody na platobnú jednotku (centrum podpory) najneskôr do štrnástich (14) dní a v zvlášť zložitých prípadoch do tridsiatich dní obhliadky, resp. keď bol vykonaný odpis strhnutého jedinca z CEHZ, a to spôsobom, ktorý poškodený pri terénnej obhliadke navrhol.

V prípade, že z rôznych dôvodov sa bude vyžadovať predloženie znaleckého posudku, doba na náhradu škody sa predĺži o dobu nevyhnutnú na vypracovanie a následné posúdenie znaleckého posudku.

Pri uplatňovaní škôd na hospodárskych zvieratách nastávajú tri druhy odškodnenia:

- náhrada finančných prostriedkov pri strhnutí hospodárskeho zvieratá,**
- náhrada finančných prostriedkov pri zranení hospodárskeho zvieratá,** pozostáva z náhrady finančných prostriedkov potrebných na veterinárnu starostlivosť o poranené zviera, alebo z náhrady finančných prostriedkov pri strhnutí hospodárskeho zvieratá v prípade jeho utratenia (usmrtenia potvrdeného veterinárnym lekárom), pričom kombinácia týchto **náhrad nie je možná,**
- náhrada finančných prostriedkov pri strate hospodárskeho zvieratá** spôsobeného útokom veľkými šelmami.

Pri uplatňovaní náhrad škôd na včelstvách a včelárskych zariadeniach nastávajú tri druhy odškodnenia:

- náhrada finančných prostriedkov za zničené včelstvo a včeliu matku,**
- náhrada finančných prostriedkov za stratu na produkcii medu a druhotných včelích produktov,** pozostáva z náhrady škody na nepozbieranom mede, vosku a propolise,
- náhrada finančných prostriedkov za poškodené a zničené včelárske zariadenia,** pozostáva z náhrady za zničené úle a ich príslušenstvo, zničené elektrické ohradníky, oplatenie, iné včelárske zariadenia (maringotky ap.).

Pri uplatňovaní náhrad škôd na nepozberaných poľnohospodárskych plodinách, ovocných stromoch nastáva 5 druhov odškodnenia:

- náhrada na obilninách,**
- náhrada na olejninách,**
- náhrada na kukurici,**
- náhrada na okopaninách,**
- náhrada na ovocných drevinách – ovocných kríkoch,**
- náhrada na lesných drevinách,** pozostáva zo škôd spôsobených medveďom na semenáčikoch a sadenicích lesných drevín.

6.2.4.2 Rozsah náhrady škody spôsobenej veľkými šelmami

Náhrady za škody na hospodárskych zvieratách, včelstvách, včelárskych zariadeniach, nepozberaných poľnohospodárskych drevinách, ovocných a lesných drevinách budú počítané z aktuálnych cenníkov, ktoré pre potreby ŠOP SR zabezpečí Uznaná chovateľská a pestovateľská organizácia (predovšetkým Včelársky zväz, Zväz chovateľov oviec a kôz a Zväz chovateľov mäsového dobytku) **najneskôr** do 15. decembra kalendárneho roka predchádzajúceho roku škodovej udalosti. Súčasťou cenníkov bude aj priemerná cena za kafilerické služby v rámci SR za kalendárny rok predchádzajúci roku vzniku škodovej udalosti prepočítaná na jeden kg hmotnosti, v prípade že sa jedná o škody na hospodárskych zvieratách. MPaRV SR zároveň bude zodpovedné aj za zverejnenie týchto cenníkov na verejne dostupných miestach (web). V prípade, že cenníky nebudú aktualizované najneskôr do 15. decembra kalendárneho roka predchádzajúceho roku škodovej udalosti, **bude ŠOP SR celý nasledujúci rok postupovať** v zmysle platných cenníkov naposledy dodaných.





6.2.4.3 Náhrada finančných prostriedkov pri škodách na včelstvách a včelárskych zariadeniach

Náhrada pri zničení včelstiev a včelích matiek

Pri škodách na včelstvách a včelích matkách sa škody uhrádzajú len poškodeným, ktorí uvedené včelie rodiny a včelie matky majú riadne a nezameniteľne označené a evidované v centrálnom registri včelstiev.

Náhrada na **včelstvách** je vypočítaná ako súčet ich nadobúdacej hodnoty. V prípade, že poškodený nepredloží doklad o ich nadobúdacej hodnote, škoda je vypočítaná z priemernej ceny za jedno včelstvo za predchádzajúci kalendárny rok. V prípade, že je možné včelí roj odchytiť, počíta sa 50 % náhrada škody.

Obdobným spôsobom je vypočítaná aj náhrada škody za zničenie **včelích matiek**.

$$\begin{aligned}N_v &= N_{v1} + N_{v2} + \dots + N_{vx} \\N_m &= N_{vm1} + N_{vm2} + \dots + N_{vmx} \\N &= N_v + N_m\end{aligned}$$

N	celková výška náhrady škody (Eur),	N_{vm}	výška náhrady škody za všetky zničené včelie matky (Eur),
N_v	výška náhrady škody za všetky zničené včelstvá (Eur),	N_{vm1}...N_{vmx}	cena za každú jednu zničenú včeliu matku podľa nadobúdacej ceny, resp. podľa aktuálneho cenníka za predchádzajúce obdobie (Eur).
N_{v1}...N_{vx}	cena za každé jednotlivé zničené včelstvo podľa nadobúdacej ceny, resp. podľa aktuálneho cenníka za predchádzajúce obdobie (Eur),		

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: bolo zničených 6 včelstiev a 6 včelích matiek. Jeden roj bolo možné odchytiť. 1 včelstvo bolo zakúpené za 110 Eur u ostatných nebol doklad o nadobúdacej cene (jedno z týchto včelstiev bolo chytené). U včelích matiek nebol doklad o nadobúdacej hodnote. Priemerná cena za nadobudnutie jedného včelstva bola určená na 85 Eur a jeden včelej matky na 21 Eur.

$$\begin{aligned}N_v &= 110 + 85 + 85 + 85 + 85 + \frac{85}{2} = 492,50 \text{ Eur} \\N_m &= 21 + 21 + 21 + 21 + 21 + 21 = 126,00 \text{ Eur} \\N &= 492,50 + 126,00 = 618,50 \text{ Eur}\end{aligned}$$

Náhrada za stratu na produkcii medu a druhotných včelích produktov

Uhrádza sa **strata na produkcii medu** ako rozdiel medzi priemernými výnosmi medu v lokalitách v areáli rozšírenie medveďa a nákladmi na prikrmovanie včelstiev. Náhrada za stratu na druhotných včelích produktoch (vosk, propolis) je vypočítaná ako finančné hodnotenie priemernej produkcie týchto druhotných včelích produktov na jedno včelstvo. Cena medu a vedľajších včelích produktov je určená v zmysle aktuálneho cenníka dodaného včelárskym zväzom. Priemerné množstvo potrebného dodaného cukru je stanovené ako priemerná hodnota za celé Slovensko – **15 kg**, priemerná výťažnosť medu bola stanovená na **20 kg**, vosku na **05 kg** a propolis na **0,02 kg** na jedno včelstvo.

$$\begin{aligned}N_{vc} &= ((H_m \times N_m) - (H_c \times N_c)) + (H_{vo} \times N_{vo}) + (H_p \times N_p) \\N &= N_{vc} \times P\end{aligned}$$

N	celková výška náhrady škody (Eur),	H_{vo}	priemerná produkcia vosku z jedného včelstva – stanovená na 0,5 kg .
N_{vc}	výška náhrady škody za stratu na produkcii medu a vedľajších včelích produktov z jedného včelstva (Eur),	N_m	priemerná cena vosku stanovená ako aritmetický priemer cien včelieho vosku v rámci celého Slovenska za predchádzajúce obdobie (Eur),
H_m	priemerná produkcia medu z jedného včelstva – stanovená na 20 kg ,	H_p	priemerná produkcia propolis z jedného včelstva – stanovená na 0,02 kg ,
N_m	priemerná cena medu stanovená ako aritmetický priemer cien medu v rámci celého Slovenska za predchádzajúce obdobie (Eur),	N_p	priemerná cena propolis stanovená ako aritmetický priemer cien včelieho propolis v rámci celého Slovenska za predchádzajúce obdobie (Eur),
H_c	priemerná potreba cukru na prikrmovanie pre jedno včelstvo – stanovená na 15 kg ,	P	počet zničených včelstiev.
N_c	priemerná cena cukru stanovená ako aritmetický priemer cien cukru v rámci celého Slovenska za predchádzajúce obdobie (Eur),		

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: bolo zničených 6 včelstiev. Cena jedného kg cukru bola určená na 1,05 Eur, jedného kg medu na 6,95 Eur, cena za jeden kg vosku 25 Eur a cena za jeden kg propolis 100 Eur.

$$\begin{aligned}N_{vc} &= ((20 \text{ kg} \times 6,95 \text{ Eur}) - (15 \text{ kg} \times 1,05 \text{ Eur})) + (0,5 \text{ kg} \times 25 \text{ Eur}) + (0,02 \text{ kg} \times 100 \text{ Eur}) \\&= (139 - 15,75) + 12,50 + 2,00 = 137,75 \text{ Eur} \\N &= 137,75 \times 6 = 826,50 \text{ Eur}\end{aligned}$$

Náhrada za poškodené a zničené včelárske zariadenia

Uhrádza sa náhrada za poškodené a zničené včelie úle a ostatné včelárske zariadenia. Výška náhrady u včelích úľov sa počíta ako nadobúdacia cena jedného úľa s príslušenstvom (rámiky, medzistienky, utepenie ap.) podľa typu úľa, ktorá je percentuálne znížená o životnosť úľa. Maximálna životnosť jedného včelieho úľa je stanovená na **10 rokov**. Po tejto dobe sa prepláca zostatková hodnota včelieho úľa, nie však menšia ako cena za úľ v desiatom roku používania. V prípade, že nie je možné doložiť nadobúdaciu cenu včelieho úľa náhrada je počítaná z priemerných cien včelích úľov rovnakého typu za predchádzajúcich päť rokov.

$$N_u = (N_u \times \%)$$

$$N = N_u \times P$$

N celková výška náhrady škody (Eur), **%** zníženie ceny úľa v závislosti od dĺžky ich používania,
N_u výška náhrady škody za poškodenie, resp. úplné zničenie včelieho úľa (Eur), **P** počet poškodených, resp. zničených včelích úľov.

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: bolo zničených 6 včelích úľov. Tri boli v šiestom roku používania, dve v druhom roku používania a jeden v 15. roku používania. Nadobúdaciu hodnotu nebolo možné predložiť, priemerná cena týchto typov včelích úľov bola stanovená na 250 Eur za kus.

$$N_u = (250 \times 0,5) + (250 \times 0,8) + (250 \times 0,1)$$

$$N = (125 \text{ Eur} \times 3 \text{ ks}) + (200 \text{ Eur} \times 2 \text{ ks}) + (25 \text{ Eur} \times 1 \text{ ks}) = 800,00 \text{ Eur}$$

Náhrada finančných prostriedkov pri škodách na nepozberaných poľnohospodárskych plodinách

Náhrada škôd sa uplatňuje len pri škodách ktoré spôsobil medveď hnedý, pričom v prípade, že sa jedná o škody spôsobené aj iným druhom zveri (raticová prežúvavá zver, diviacia zver), tieto škody sú pomerne krátené. Náhrada škôd je vypočítaná v dobe, kedy by obhospodarovateľ pozemku pozbieral úrodu, to znamená **ušlý zisk** za úrodu.

Náhrada škody za zničenú úrodu na obilninách, olejninách, kukurici a okopaninách

Náhrada škody sa vypočíta ako násobok hektárového výnosu danej plodiny a priemernej ceny plodiny na hektár zníženej o náklady vynaložené na založenie porastu poľnohospodárskej plodiny. Priemerné výnosy jednotlivých druhov poľnohospodárskej plodiny v tonách na hektár (v členení na obilniny, olejninu, okopaninu a kukuricu) a cena týchto plodín za jednu tonu výnosu je určená v zmysle aktuálneho cenníka dodaného pestovateľským zväzom.

$$N_{HA} = (V_p \times C_p) - N_p$$

$$N = N_{HA} \times P$$

N celková výška náhrady škody (Eur), **C_p** priemerná cena danej plodiny (Eur/tona),
N_{HA} výška náhrady škody danej plodiny na hektár (Eur), **N_p** priemerné náklady na založenie jedného hektára danej plodiny (Eur),
V_p priemerný výnos danej plodiny na hektár (tona), **P** výmera poškodenej poľnohospodárskej plodiny (ha).

Príklad: pestovateľovi vznikla škoda na poľnohospodárskej plodine, konkrétne kukurici, s celkovou výmerou 0,75 ha. Na ploche bola okrem medveďa zjavná aj prítomnosť diviacej zveri. Po dohode zamestnanca ŠOP SR a poškodeného škoda vzniknutá medveďom bola v pomere so škodou spôsobenou diviачou zverou 20 % ku 80 %. Priemerný výnos kukurice je stanovený na 7,5 tony na ha a priemerná cena za jednu tonu kukurice 200 Eur. Náklady na založenie jedného hektára kukurice sú stanovené na 661 Eur/ha.

$$N_{HA} = (7,5 \text{ tony} \times 125 \text{ Eur}) - 661 \text{ Eur} = 937,5 \text{ Eur} - 661 \text{ Eur} = 276,5 \text{ Eur/ha}$$

$$N = 276,50 \times 0,75 = 207,38 \text{ Eur (0,75 ha)} \times 0,2 = 41,45 \text{ Eur}$$

Náhrada finančných prostriedkov pri strhnutí, poranení a strate hospodárskeho zvieratá

V tomto prípade sa náhrada škody uhrádza len za zvieratá evidované a jedinečne označené, tak aby nedošlo k ich zámene (platí len pre hospodárske zvieratá na ktoré sa vzťahuje povinnosť identifikácie akýmkoľvek spôsobom).

Kôň, osol a ich križence, ošípané, králiky, kožušinové živočíchy, iné hospodárske zvieratá a hydina

Náhrada pozostáva z priemernej nadobúdacej ceny zvieratá vo veku kedy došlo ku škodovej udalosti v závislosti od plemena. Priemerná nadobúdacia cena predstavuje priemer za celé Slovensko.

Ovce a kozy

Náhrada je vypočítaná v závislosti od chovnosti (**chovné jedince a plemenné barany**) a od veku (**jahňa:** do ôsmich mesiacov, **jarka:** od osem mesiacov do obahnenia – okotenia, **bahnica:** od okotenia).

Chovné jedince**Jahňa a kozľa:**

$$N_1 = H_J \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	H	hmotnosť jedinca (jedincov) v deň škodovej udalosti (prípadne v deň šetrenia škodovej udalosti), v prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa paušálna hmotnosť u jahňaťa 35 kg a kozľaťa 26 kg (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)		
H_{J1}...H_J	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku škodovej udalosti došlo (Eur), v závislosti od kategórie zvierata,		

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo bolo strhnutých 6 jahniat (25, 20, 26, 30, 32, 36 kg), štyri neboli dohľadané a sú predmetom šetrenia škody. Zároveň boli nedohľadané 2 kozľatá a sú predmetom šetrenia škody. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom roku určená na 3,0 Eur.

$$N_1 = 3,0 \times (25 + 20 + 26 + 30 + 32 + 36) = 3,0 \text{ (Eur)} \times 169 \text{ (kg)} = 507 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 4 \text{ (ks)} \times 35 \text{ (kg)} \times 3,0 \text{ (Eur)} = 420 \text{ Eur}$$

$$N_3 = 2 \text{ (ks)} \times 25 \text{ (kg)} \times 3,0 \text{ (Eur)} = 156 \text{ Eur}$$

$$N = 507 \text{ (Eur)} + 420 \text{ (Eur)} + 156 \text{ (Eur)} = 1\,083 \text{ Eur}$$

Jarka a kozička

$$N_1 = (C_{JK1} + (P_{KD1} \times C_{KD1})) + (C_{JK2} + (P_{KD2} \times C_{KD2})) + (C_{JKx} + (P_{KDx} \times C_{KDx}))$$

$$C_{JK1} \dots C_{JKx} = H_J \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	C_{KD1}...D_{KDx}	cena za každý krmný deň podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku ktorý predchádza roku, kedy ku škodovej udalosti došlo. Cena za krmný deň predstavuje priame aj nepriame náklady na starostlivosť o jedinca.
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)	H_J	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku kedy ku škodovej udalosti došlo (Eur),
C_{JK1}...C_{JKx}	priemerná cena jahňaťa a kozľaťa vypočítaná podľa vzorca na výpočet náhrady škody za jahňa a kozľa (Eur),	H	paušálna hmotnosť jedinca, u jahňaťa 35 kg a kozľaťa 26 kg .
P_{KD1}...P_{KDx}	počet krmných dní kedy jahňa prechádza do veku jarky a kozľa kozičky (ks) – berieme u jariet (8 – 12 mesiac) a u kozičiek (7 – 8 mesiac)		

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strhnuté 3 jarky a jedna kozička nebola dohľadaná, pričom je predmetom šetrenia škody. Škoda vznikla 20 augusta. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom roku určená na 3,0 Eur a cena za každý krmný deň na 0,25 Eur.

$$C_{JK1} = 3,0 \times 35 = 105 \text{ Eur}$$

$$C_{JK2} = 3,0 \times 35 = 105 \text{ Eur}$$

$$C_{JK3} = 3,0 \times 35 = 105 \text{ Eur}$$

$$C_{JK4} = 3,0 \times 26 = 78 \text{ Eur}$$

$$N_1 = (105 + (181 \times 0,25)) + (105 + (196 \times 0,25)) + (105 + (202 \times 0,25)) = 150,25 + 154,0 + 155,50 = 459,75 \text{ Eur}$$

$$N_2 = (78 + (125 \times 0,25)) = 78 + 31,25 = 109,25 \text{ Eur}$$

$$N = 459,75 + 109,25 = 569,00 \text{ Eur}$$

Bahnica a koza

Náklady sa počítajú v závislosti o reprodukčného veku oviec a kôz a to spôsobom:

- v prvom produkčnom roku (tretí kalendárny rok života) – cena rovnaká ako u jariet resp. kozičiek. V prípade, ak nebola zistená živá hmotnosť chovného jahňaťa (kozľaťa) k 31. 12. roku narodenia, pre výpočet sa použije paušálna živá hmotnosť u jahňaťa 35 kg, u kozľaťa 26 kg,
- v druhom produkčnom roku (štvrtý kalendárny rok života) – cena znížená o 1/4 z ceny v prvom produkčnom roku,
- v treťom produkčnom roku (piaty kalendárny rok života) – cena znížená o 2/4 z ceny v prvom produkčnom roku,
- vo štvrtom produkčnom roku (šiesty kalendárny rok života) – cena znížená o 3/4 z ceny v prvom produkčnom roku pri zachovaní **minimálnej** ceny **60,- Eur** za kus
- v piatom a ďalších produkčných rokoch – paušálna zostatková cena **60,- Eur** za kus

A. Plemenné jedince

Plemenné ovce a kozy

U plemenných oviec a kôz je náhrada vypočítaná ako u chovných jedincov v závislosti od veku (**jahňa**: do prvého pripustenia, **jarka**: od pripustenia do liahnutia prvého mláďaťa, **bahnica**: od vyliahnutia prvého mláďaťa a v závislosti od chovnosti).

Výpočet je rovnaký ako v predchádzajúcom prípade, menia sa len jednotlivé sadzby v zmysle aktualizovaných cenníkov.

Plemenné barany a capy

Náhrada za plemenného barana resp. plemenného capa sa vypočíta zo skutočnej nákupnej ceny (NC) plemenného barana (capa), zníženej v závislosti od doby pôsobenia v plemenitbe, nasledovne:

- jeden rok pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 100 % z NC,
- dva roky pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 75 % z NC,
- tri roky pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 50 % z NC,
- štyri roky pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 25 % z NC,
- dovŕšením 4 a viac rokov – prepláca sa jatočná cena navýšená o sumu za každý krmný deň.

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

$$N_1 = NC_{1-4} + (P_{KD} \times C_{KD})$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	výpočet paušálna hmotnosť 87 kg (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)	počet krmných dní rátaných od začatia pôsobenia v plemenitbe, maximálne však do dovŕšenia štvrtého roka pôsobenia v plemenitbe (maximálne 1 096 dní),
NC₁₋₄	nákupná cena barana znížená o tabuľkovú sumu v závislosti od veku jedinca (Eur),	cena za každý krmný deň podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku, ktorý predchádza roku, kedy ku škodovej udalosti došlo. Cena za krmný deň predstavuje priame aj nepriame náklady na starostlivosť o jedinca.
JC	jatočná cena je vypočítaná ako hmotnosť plemenného barana resp. plemenného capa vynásobená jednotkovou cenou za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku škodovej udalosti došlo (Eur). V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo	
		P_{KD1}...P_{KDx}
		C_{KD1}...C_{KDx}

Priklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strnuté dva plemenné barany, jeden v treťom a druhý v štvrtom roku pôsobenia v plemenitbe. Nákupná cena bola u prvého barana 200 Eur a u druhého 250 Eur. Cena za každý krmný deň bola stanovená na 0,25 Eur.

$$N_1 = 200 \text{ Eur} \times 50 \% + (450 \text{ dní} \times 0,25) = 100 + 112,5 = 212,50 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 250 \text{ Eur} \times 25 \% + (830 \text{ dní} \times 0,25) = 62,50 + 207,50 = 270,00 \text{ Eur}$$

$$N = 212,50 + 270,00 = 482,50 \text{ Eur}$$

Hovädzí dobytok

Náhrada je vypočítaná v závislosti od druhu využitia hovädzieho dobytku (**dojnice**: chov na mlieko, **dojčiacie kravy**: chov na produkciu mäsa) a od veku (**teľa**: do šiestich (ôsmich) mesiacov, **chovné jalovice nepripustené**: od šiestich (ôsmich) mesiacov do dvanástich (dvadsiatich) mesiacov, **chovné jalovice pripustené**: od dvanástich (dvadsiatich) mesiacov do dvadsiatich štyroch (tridsiatich dvoch) mesiacov, pričom posledných 150 dní pred otelením sú to **vysoko teľné jalovice, kravy**: po prvom otelení).

A. Dojnice

Teľa

$$N_1 = H_j \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	H	hmotnosť jedinca (jedincov) v deň škodovej udalosti (prípadne v deň šetrenia škodovej udalosti), v prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa paušálna hmotnosť 102,5 kg (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)		
H_{j1}...H_j	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku predchádzajúcom roku kedy, ku škodovej udalosti došlo (Eur), v závislosti od kategórie zvierťa,		

Priklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strnuté 3 teľatá (65, 105, 160 kg), 2 neboli dohľadané a sú predmetom šetrenia škody. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom cenníku určená na 2,8 Eur.

$$N_1 = 2,8 \text{ (Eur)} \times (65 + 105 + 160) = 2,8 \text{ (Eur)} \times 325 \text{ (kg)} = 910 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 2 \text{ (ks)} \times 102,5 \text{ (kg)} \times 2,8 \text{ (Eur)} = 574 \text{ Eur}$$

$$N = 910 \text{ (Eur)} + 574 \text{ (Eur)} = 1 484 \text{ Eur}$$

Chovná jalovica nepripustená (CHJN)

$$N_1 = H_J \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	H	hmotnosť jedinca (jedincov) v deň škodovej udalosti (prípadne
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)		v deň šetrenia škodovej udalosti), v prípade, že sa hmotnosť
H_{J1}...H_J	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka		nedá presne zistiť použije sa paušálna hmotnosť 235 kg
	v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku škodovej		(priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých
	udalosti došlo (Eur), v závislosti od kategórie zvierat,		plemien).

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strhnuté 2 CHJN (210, 285 kg), 2 neboli dohľadané a sú predmetom šetrenia škody. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom cenníku určená na 2,2 Eur.

$$N_1 = 2,2 \times (210 + 285) = 2,2 \text{ (Eur)} \times 495 \text{ (kg)} = 1\,089 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 2 \text{ (ks)} \times 235 \text{ (kg)} \times 2,2 \text{ (Eur)} = 1\,034 \text{ Eur}$$

$$N = 1\,089 \text{ (Eur)} + 1\,034 \text{ (Eur)} = 2\,123 \text{ Eur}$$

Chovná jalovica pripustená (CHJP)

$$N_1 = H_J \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)		v deň šetrenia škodovej udalosti), v prípade, že sa hmotnosť nedá
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)		presne zistiť použije sa paušálna hmotnosť 420 kg (priemerná
H_{J1}...H_J	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka		hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien),
	v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku škodovej	N_%	pri plemenných zvieratách zapísaných do A oddielu
	udalosti došlo (Eur), v závislosti od kategórie zvierat,		Plemenných kníh a ich potomstva sa k základnej hodnote
H	hmotnosť jedinca (jedincov) v deň škodovej udalosti (prípadne		pripočíta 30 % navyšenie.

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strhnuté 2 CHJP (495, 520 kg), 2 neboli dohľadané a sú predmetom šetrenia škody. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom cenníku určená na 1,35 Eur.

$$N_1 = 1,35 \text{ (Eur)} \times (495 + 520) = 1,35 \text{ (Eur)} \times 1\,015 \text{ (kg)} = 1\,370,25 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 2 \text{ (ks)} \times 420 \text{ (kg)} \times 1,35 \text{ (Eur)} = 1\,134 \text{ Eur}$$

$$N = 1\,370,25 \text{ (Eur)} + 1\,134 \text{ (Eur)} = 2\,504,25 \text{ Eur}$$

Vysoko teľná jalovica (VTJ)

$$N_1 = (C_{T1} + (P_{KD1} \times C_{KD1})) + (C_{T2} + (P_{KD2} \times C_{KD2})) + (C_{Tx} + (P_{K Dx} \times C_{K Dx}))$$

$$C_{T1} \dots C_{Tx} = H_J \times H$$

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)		na starostlivosť o jedinca.
N₁...N_x	čiastková výška náhrady škody (Eur)	H_J	jednotková cena za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka
C_{T1}...C_{Tx}	priemerná cena chovnej jalovice pripustenej (CHJP) vypočítaná podľa vzorca na výpočet náhrady škody teľa (Eur),		v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku
P_{KD1}...P_{KDx}	počet kŕmnych dní, maximálne však 150 posledných dní pred otelením	H	škodovej udalosti došlo (Eur),
C_{KD1}...C_{KDx}	cena za každý kŕmny deň podľa aktuálneho cenníka	N_%	paušálna hmotnosť jedinca CHJP je 420 kg,
	v kalendárnom roku kedy ku škodovej udalosti došlo. Cena		pri plemenných zvieratách zapísaných do A oddielu
	za kŕmny deň predstavuje priame aj nepriame náklady		Plemenných kníh a ich potomstva sa ak základnej
			hodnote pripočíta 30 % navyšenie.

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strhnuté 3 VTJ a jedna VTJ nebola dohľadaná, pričom je predmetom šetrenia škody. Škoda vznikla v 48, 56, 102 a 120 kŕmnom dni. Jednotková cena za kg živej váhy bola v aktuálnom cenníku určená na 1,35 Eur a cena za každý kŕmny deň na 2,00 Eur.

$$C_{T1} = 1,35 \times 420 = 567 \text{ Eur}$$

$$C_{T2} = 1,35 \times 420 = 567 \text{ Eur}$$

$$C_{T3} = 1,35 \times 420 = 567 \text{ Eur}$$

$$C_{T4} = 1,35 \times 420 = 567 \text{ Eur}$$

$$N_1 = (567 + (48 \times 2,00)) + (567 + (56 \times 2,00)) + (567 + (102 \times 2,00)) = 663 + 679 + 771 = 2\,113 \text{ Eur}$$

$$N_2 = (567 + (120 \times 2,00)) = 567 + 240 = 807 \text{ Eur}$$

$$N = 2\,113 + 807 = 2\,920,00 \text{ Eur}$$

Krava

Náklady sa počítajú v závislosti o reprodukčného veku dojníc, a to spôsobom:

- v prvom laktačnom roku – cena rovnaká ako vysoko chovných jalovíc (VTJ), pričom pre výpočet sa použije **vždy paušálna priemerná živá hmotnosť CHJP 420 kg** a plný počet **kŕmnych 150 dní**,
- v druhom laktačnom roku – cena znížená o **20 %** z ceny v prvom laktačnom roku,
- v treťom laktačnom roku – cena znížená o **40 %** z ceny v prvom laktačnom roku,
- vo štvrtom laktačnom roku – cena znížená o **60 %** z ceny v prvom laktačnom roku pri zachovaní **minimálnej ceny 550,- Eur** za kus,
- v piatom a ďalších laktačných rokoch – paušálna zostatková cena **550,- Eur** za kus.

Pri plemenných zvieratách zapísaných do A oddielu Plemenných kníh a ich potomstve sa k základnej hodnote pripočíta 30 % navýšenie.

B. Dojčiace kravy

Teľa

Výpočet ako u teliat pri dojniciach. V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo výpočte **paušálna hmotnosť 180 kg** (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).

Chovná jalovica nepripustená (CHJN)

Výpočet ako u CHJN pri dojniciach. V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo výpočte **paušálna hmotnosť 400 kg** (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).

Chovná jalovica pripustená (CHJP)

Výpočet ako u CHJP pri dojniciach. V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo výpočte **paušálna hmotnosť 600 kg** (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).

Vysoko teľná jalovica (VTJ)

Výpočet ako u VTJ pri dojniciach. V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo výpočte **paušálna hmotnosť 600 kg** (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).

Krava

Náklady sa počítajú v závislosti o reprodukčného veku dojníc to spôsobom:

- v prvom reprodukčnom roku (prvé teľa) – cena rovnaká ako vysoko chovných jalovíc (VTJ), pričom pre výpočet sa použije **vždy paušálna priemerná živá hmotnosť CHJP 600 kg** a plný počet **kŕmnych 150 dní**,
- v druhom reprodukčnom roku (druhé teľa) – cena znížená o **10 %** z ceny v prvom reprodukčnom roku,
- v treťom reprodukčnom roku (tretie teľa) – cena znížená o **20 %** z ceny v prvom reprodukčnom roku,
- vo štvrtom reprodukčnom roku (štvrté teľa) – cena znížená o **30 %** z ceny v prvom reprodukčnom roku pri zachovaní **minimálnej ceny 970,- Eur** za kus,
- v piatom a ďalších reprodukčných rokoch – paušálna zostatková cena **970,- Eur** za kus.

Pri plemenných zvieratách zapísaných do A oddielu Plemenných kníh a ich potomstve sa k základnej hodnote pripočíta 30 % navýšenie ako u dojníc.

C. Plemenný býk

Náhrada za plemenného býka sa vypočíta so skutočnej nákupnej ceny (NC) plemenného býka, zníženej v závislosti od doby pôsobenia v plemenitbe, nasledovne:

- jeden rok pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 100 % z NC,
- dva roky pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 75 % z NC,
- tri roky pôsobenia v plemenitbe – prepláca sa 50 % z NC,
- dovŕšením 4 a viac rokov – prepláca sa jatočná cena.

$$N = N_1 + N_2 + \dots N_x$$

$$N_1 = NC_{1-4} + (P_{KD} \times C_{KD})$$

N	celková výška náhrady škody (Eur)	hmotnosť 950 kg (priemerná hmotnosť zvierat v rámci SR, v rámci všetkých plemien).
N₁...N_x	čiasťková výška náhrady škody (Eur)	
NC₁₋₄	nákupná cena barana znížená o tabuľkovú sumu v závislosti od veku jedinca (Eur),	P_{KD1}...P_{KDx} počet kŕmnych dní rátaných od začatia pôsobenia v plemenitbe, maximálne však do dovŕšenia štvrtého roka pôsobenia v plemenitbe (maximálne 1 096 dní),
JC	jatočná cena je vypočítaná ako hmotnosť plemenného býka vynásobená jednotkovou cenou za kg živej váhy podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku predchádzajúcom roku, kedy ku škodovej udalosti došlo (Eur). V prípade, že sa hmotnosť nedá presne zistiť použije sa vo výpočte paušálna	C_{KD1}...C_{KDx} cena za každý kŕmny deň podľa aktuálneho cenníka v kalendárnom roku, ktorý predchádza roku, kedy ku škodovej udalosti došlo. Cena za kŕmny deň predstavuje priame aj nepriame náklady na starostlivosť o jedinca.

Príklad: chovateľovi vznikla nasledovná škoda: priamo boli strnuté dva plemenné býky, jeden v treťom a druhý v štvrtom roku pôsobenia v plemenitbe. Nákupná cena bola u prvého býka 2 200 Eur a u druhého 2 500 Eur. Cena za každý kŕmny deň bola stanovená na 2,5 Eur.

$$N_1 = 2\,200 \text{ Eur} \times 50 \% + (450 \text{ dní} \times 2,5) = 1\,100 + 1\,125 = 2\,225 \text{ Eur}$$

$$N_2 = 2\,500 \text{ Eur} \times 25 \% + (830 \text{ dní} \times 2,5) = 625 + 2\,075 = 2\,700 \text{ Eur}$$

$$N = 2\,225,00 + 2\,700,00 = 4\,925,00 \text{ Eur}$$

Náhrada finančných prostriedkov pri zranení hospodárskeho zvieratá

Pri zranení hospodárskych zvierat vzniknutých pod vplyvom útoku medveďa sa pri náhrade škody postupuje dvoma spôsobmi:

- **chovateľ sa rozhodne poranené zviera liečiť** – v tomto prípade do konca šetrenia škody cca jeden (1) mesiac doručí na ŠOP SR doklad o vynaložených nákladoch potvrdený veterinárnym lekárom. Potvrdenie musí spĺňať všetky náležitosti v zmysle obchodného zákonníka,
- **chovateľ sa rozhodne poranené zviera utrátiť** – v takomto prípade sa postupuje v závislosti od utrateného zvieratá. Utratenie môže byť realizované podľa rozhodnutia chovateľa (eutanázia látkou, usmrtenie odstrelom), musí byť však potvrdené veterinárnym lekárom.

Náhrada finančných prostriedkov pri strate hospodárskeho zvieratá

Pri výpočte náhrad škôd vzniknutých stratou hospodárskych zvierat sa postupuje ako v prípade priameho strhnutia a usmrtenia medveďom. Strata však musí byť do konca šetrenia škody, cca jeden (1) mesiac potvrdené veterinárnym lekárom a ovedované v rámci CEHZ. V prípade, že zviera **nebude** z evidencie vyradené, škoda sa neuhrádza. V prípade, že bola uplatnená náhrada za stratenie hospodárskeho zvieratá, toto zviera už **nie je možné vrátiť do chovu** (zaevidovaním v CEHZ).

Náhrada finančných prostriedkov pri strhnutí, zranení a strate pastierskeho a strážneho psa

Pri škode na pastierskych a strážnych psoch sa poškodenému poskytne:

- **náhrada finančných prostriedkov na obstaranie psa**, ktorá je v prípade nedokladovania obstarávacej ceny vypočítaná ako priemerná hodnota nákladov na obstaranie rovnakého plemena,
- **náhrada primeraných nákladov na veterinárnu starostlivosť**, ktorú musí poškodený dokladovať relevantným spôsobom (pokladničné doklady vystavené veterinárnym lekárom, lekárňou),
- **kompletná náhrada výdavkov spojených s výcvikom pastierskeho psa**, ktorá musí byť dokladovaná relevantným spôsobom (pokladničné doklady vystavené fyzickou, resp. právnickou osobou realizujúcou odborný výcvik pastierskeho psa).

Náhrada za sprievodné škody spôsobené medveďom hneď na hospodárskych zvieratách

Jedná sa o nepriame náhrady škôd, ktoré sú spôsobené ako nevyhnutné náklady súvisiace s náhradou škody.

Náhrada nákladov na kafilerické poplatky

Kafilerické poplatky predstavujú náklady na povinnú likvidáciu uhynutých jedincov hospodárskych zvierat, ktoré sú predmetom náhrady škody. Jedná sa o kafilerické poplatky:

- pri likvidácii uhynutých jedincov hospodárskych zvierat, ktoré sú predmetom náhrady škody,
- pri likvidácii jedincov hospodárskych zvierat, ktoré boli napadnuté medveďom ale uhynuli neskôr a sú predmetom úhrady škody (tieto však musia byť preukázateľné do ukončenia šetrenia škody).

Náhrada nákladov na kafilerické poplatky je vyčíslená na základe daňového dokladu, ktorý vystavuje kafileria poškodenému. V prípade, že uvedený doklad nie je možné do ukončenia šetrenia škody predložiť, táto náhrada sa počíta nasledovne:

$$N_K = C_{PK} \times H_K$$

N C_{PK}	celková výška náhrady škody za kafilerické poplatky (Eur) priemerná cena na kafilerické poplatky za jeden kilogram hmotnosti jedinca, vypočítaná ako priemerná suma v rámci SR za kalendárny rok predchádzajúci roku vzniku škodovej udalosti predložená na ŠOP SR (Eur),	H_k	celková hmotnosť všetkých zvierat odvezených do kafilérie uhynutých pod vplyvom útoku medveďa a sú predmetom šetrenia škody (kg). Hmotnosť je uvedená v dokladoch pri odvoze zvierat do kafilérie.
-----------------------------------	---	----------------------	---

Príklad: chovateľovi vznikla škoda na 8 hospodárskych zvieratách (6 oviec a 2 teľatá), ktoré uhynuli a musel využiť služby kafilérie na likvidáciu týchto zvierat. Nakoľko do konca šetrenia škody spoločnosť zaoberajúca sa kafilerickými službami nevystavila poškodenému daňový doklad o nákladoch na likvidáciu predmetných zvierat náhrady sa vypočíta. Podľa dokladov o odvoze zvierat do kafilérie celková hmotnosť bola 450 kg a priemerná cena za kafilerické služby bola za predchádzajúci kalendárny rok stanovená na 0,282 Eur/kg.

$$N_k = 450 \text{ kg} \times 0,282 = 126,90 \text{ Eur}$$

Náhrada finančných prostriedkov pri škode na živote a zdraví fyzickej osoby

Náhrada pri škode na živote fyzickej osoby

V takomto prípade sa poškodenému poskytne:

- **jednorázové odškodnenie** manželovi (druhovi) usmrteného a každému jeho maloletému dieťaťu, voči ktorému mal usmrtený vyživovaciu povinnosť, a to pozostalej maloletej osobe vo výške tridsaťnásobku priemernej mesačnej mzdy zamestnanca v hospodárstve Slovenskej republiky zistenej Štatistickým úradom Slovenskej republiky za kalendárny rok, ktorý dva roky predchádza kalendárnemu roku, v ktorom vznikla škoda (ďalej len „priemerná mesačná mzda“) a ostatným pozostalým vo výške dvadsaťnásobku priemernej mesačnej mzdy; v prípade usmrtenia maloletého dieťa jednorázové odškodnenie patrí každému z rodičov,
- **náhrada primeraných nákladov** spojených s pohrebom a náhrada účelne a preukázateľne vynaložených nákladov spojených s liečením poručiťľa v súvislosti so vznikom škody spôsobenej medveďom fyzickej osobe, ktorá tieto náklady vynaložila; náhrada nákladov spojených s pohrebom sa zníži o príspevok na pohreb poskytovaný podľa osobitného predpisu.

Pri škode na zdraví fyzickej osoby

Pri napadnutí človeka medveďom, pri ktorom dôjde k ujme na zdraví sa poškodenému poskytne:

- **odškodnenie za bolesť** a sťažené spoločenské uplatnenie vo výške určenej podľa osobitného predpisu,
- **náhrada účelne a preukázateľne vynaložených nákladov** spojených s liečením poškodeného v súvislosti so vznikom škody, ktorá sa nahrádza podľa tohto zákona.

Pri škode na majetku

Tu sa uhrádza skutočná škoda spôsobená medveďom pri útoku na hospodárske zviera. Väčšinou sa jedná o poškodené elektrické oplôtky, resp. iný majetok väčšinou slúžiaci ako preventívne opatrenie. Škodu vypočíta ŠOP SR v súčinnosti s poškodeným. V prípade potreby sa vypracuje znalecký posudok

Evidencia a náhrada za strhnutie poľovnej zveri

A) Evidencia škôd bez nároku na náhradu

Jedná sa o škody na poľovnej zveri v poľovných revíroch, v ktorých výkon práva poľovníctva nie je ovplyvnený celoročnou ochranou medveďa. V uvedených poľovných revíroch je možné loviť medveďa v zmysle platnej legislatívy. V tomto prípade evidenciu škôd na poľovnej zveri vedie a komplexne zabezpečuje Národné lesnícke centrum, pričom databázy budú kompatibilné s KIMS. Okrem hlásenia o strhnutej zveri je užívateľ poľovného revíru povinný doložiť aj relevantnú dokumentáciu (fotodokumentáciu) z ktorej by bolo evidentné, že sa jedná o strhnutie medveďom.

B) Evidencia škôd s nárokom na náhradu

Evidenciu a náhradu škôd v poľovných revíroch, ktorých právo na náhradu vzniká vedie a komplexne zabezpečuje ŠOP SR.

Všetky poľovné subjekty, ktoré si oprávnené nárokuje náhradu za škody na poľovnej zveri musia realizovať výkon práva poľovníctva v poľovných revíroch ležiacich úplne v územiach s celoročnou ochranou medveďa:

- lokality uvedené v legislatíve na úseku ochrany prírody a poľovníctva,
- územia európskeho významu, kde medveď predstavuje predmet ochrany prírody.

V tomto prípade je poľovnícky subjekt na chovateľskú prehliadku trofejí ulovenej zveri povinný zabezpečiť dokumentáciu o strhnutej zveri za predchádzajúcu poľovnícku sezónu (fotodokumentácia zasielaná priebežne a evidovaná prostredníctvom oprávnenej osoby v „KIMSe“). Oprávnená osoba v zmysle tohto dokumentu preverí všetky skutočnosti a určí oprávnenú výšku náhrady za strhnutú zver. Oprávnená výška bude vypočítaná nasledovným spôsobom:

a) náhrada za strhnutého jedinca

$$N = \frac{H \times C_i \times P}{S_v}$$

N	výška náhrady (Eur)	P	počet jedincov strhnutých medveďom (ks)
H	hmotnosť (odhadnutá) strhnutého jedinca v koži (kg), resp. priemerná plánovaná hmotnosť príslušného druhu zveri v koži (kg)	S_v	prirodzené straty spôsobené medveďom z celkového úhynu za predchádzajúce obdobie (% prepočítané na ks), určené poradným zborom v rámci poľovnej oblasti
C_i	Ø cena za 1 kg mäsa v koži v predchádzajúcej poľovníckej sezóne (Eur)		

b) náhrada za sprievodné straty pri strhnutí poľovnej zveri

Príklad: v poľovnom revíri bolo vykázaných 20 jedincov jelenej zveri strhnutých medveďom s priemernou hmotnosťou 85 kg. Za predchádzajúcu poľovnícku sezónu bola priemerná cena 1 kg diviny 2 Eurá. Prirodzené straty v poľovnej oblasti stanovené poradným zborom boli stanovené na 50 % z prírastku (v tomto prípade 10 jedincov).

$$N = \frac{85 \times 2 \times 20}{2} = 850 \text{ Eur}$$

Celková výška náhrady pre poľovný revír za predchádzajúcu poľovnícku sezónu predstavuje 340 Eur.

Pri určovaní výšky náhrady škody sa bude do úvahy brať aj plán chovu a lovu za predchádzajúce tri poľovnícke sezóny. V prípade umelého navýšenia strát pripísaných medveďovi, resp. zámerného nerešpektovania zvyšovania hustoty populácie poľovnej zveri v pláne chovu a lovu, nebude mať poľovný subjekt nárok na náhradu škody.

6.2.5 Spolupráca pri riešení škôd spôsobených veľkými šelmami

Problematika rizika vzniku škôd spôsobovaných veľkými šelmami, resp. rizika nebezpečných stretov je pomerne rozsiahla a zložitá. Nie je možné, aby ju riešil len rezort životného prostredia, nakoľko si vyžaduje úzku spoluprácu všetkých zainteresovaných strán, medzi ktoré patria najmä:

- ŠOP SR,
- NLC Zvolen,
- Slovenská poľnohospodárska a potravinová komora, prostredníctvom jej zástupcov a relevantných zväzov,
- Slovenská poľovnícka komora,
- Združenie miest a obcí Slovenska,
- Asociácia horských sídel Slovenska,
- Mimovládne organizácie venujúce sa problematike veľkých šeliem na Slovensku,
- Vedecké inštitúcie,
- Združenia turistov, cykloturistov, podnikateľov a organizácií pôsobiacich v cestovnom ruchu a občanov tráviacich voľný čas v prírode.

Vyriešenie uvedenej problematiky nie je možné bez spolupráce a komunikácie všetkých zainteresovaných skupín. ŠOP SR pravidelne komunikuje hlavne s poľovníckou verejnosťou prostredníctvom Slovenskej poľovníckej komory (ďalej len „SPK“), účasťou na poradných zboroch v zmysle zákona o poľovníctve, ako aj priamo s členmi poľovníckych združení a organizácií. Zároveň je to aktívna účasť na Komisii pre poľovníctvo a životné prostredie pri SPK a Pracovnej skupine pre manažment veľkých šeliem v Slovenskej republike zriadenej na Ministerstve životného prostredia Slovenskej republiky. Od roku 2014 intenzívne spolupracuje so Slovenskou poľnohospodárskou komorou a jej zväzmi a v neposlednom rade aj s mimovládnymi organizáciami pôsobiacimi v oblasti ochrany a manažmentu veľkých šeliem.

Zároveň je v budúcnosti potrebné zamerať sa predovšetkým na riadne využívanie strážnych salašnických psov, zamestnávanie kvalifikovaného personálu a jeho školenie, zlepšenie ďalších preventívnych opatrení, predovšetkým zdokonalenie použitia elektrických ohradníkov, čo znamená dôkladne sa venovať preventívnym opatreniam.



6.3 Nebezpečné strety človeka s medveďom

Robin Rigg

Definície

Útoky a zranenia človeka spôsobené medveďom predstavujú najzávažnejšie konflikty medzi človekom a medveďom, nakoľko sa jedná o zdravie obyvateľov a majú vážny dosah aj na ochranu medveďov (Quigley & Herrero 2005, Can *et al.* 2014). S vyhláseniami obetí a svedkov by sa malo zaobchádzať s rešpektom, ale tiež ich treba dôkladne vyšetriť, opatrne a objektívne interpretovať. Nie všetky stretnutia s medveďom sa končia agresiou a agresia nemusí viesť k útoku. Používanie termínu „útok“ môže byť problematické z viacerých dôvodov. Často je použité v situáciách, ktoré by neboli definované odborníkmi ako útok. Chýbajúce podrobné informácie o tom, čo sa stalo, prevládajú emócie, predovšetkým strach, môže viesť k nesprávnym záverom.

Jasné definovanie terminológie a konceptu ako aj ich správne používanie je základom pre pochopenie správania sa medveďov ako aj zvýšenie efektívnosti programu ich manažmentu (Hopkins *et al.* 2010). Nasledovné štandardy boli definované na 4. Medzinárodnom seminári pre konflikty medveď a človek, na ktorej sa v marci 2012 zúčastnilo okolo 300 odborníkov na túto problematiku:

- **Spozorovanie** (angl. *sighting*), keď človek vidí medveďa, ale medveď si ho zjavne nevšimol.
- **Stretnutie** či **interakcia** (angl. *encounter* resp. *interaction*) je situácia, v ktorej medveď aj človek navzájom o sebe vedia. Medvede môžu reagovať naoko ľahostajne, opustiť miesto alebo priblížiť sa k človeku.
- **Incident** (angl. *incident*) je interakcia medzi medveďom a človekom, pri ktorej medveď reaguje agresívne.
- **Útok** (angl. *attack*) je incident s medveďom, keď dôjde k priamemu kontaktu, možno aj zraneniam človeka.

Incidenty, pri ktorých človek nebol zranený, ale reagoval obranne napríklad použitím paprikového spreja alebo strelnej zbrane, aby zastavil, odplašil prípadne sa vyhol medveďovi, môžu byť v niektorých prípadoch považované za útoky resp. konflikty (Hopkins *et al.* 2010).

Avšak nemôžeme si byť istí, čo bolo zámerom medveďa, ani ako by skončil incident, keby človek reagoval inak. Napríklad väčšinu výpadov medveď ukončí skôr, ako dôjde k priamemu kontaktu (Safety in Bear Country Society 2005). Anglický pojem „*mauling*“ zahŕňa len tie prípady, ktoré sa skončili zranením človeka, čo necháva menej priestoru pre skreslenú či subjektívnu interpretáciu.

Charakteristika útokov

Najbežnejšia reakcia medveďa na človeka je, že od neho utečie, alebo zostane ukrytý bez toho, aby o ňom vedel (Sahlén *et al.* 2015). Ani keď sa medvede a ľudia dostanú do tesnej blízkosti, nie vždy medveď zaútočí (Smith *et al.* 2005). Avšak malé percento stretnutí skončí útokom, v niektorých prípadoch aj ťažkým zranením s trvalými následkami pre napadnutú osobu (Šebo 2004). Medveď útočí úderom labou, hryzením, zrazením obete na zem. Jeho veľkosť a fyzická sila mu umožňuje človeka vážne zraniť (Šebo 2004).

V niekoľkých krajinách Európy, najmä Rumunsku, boli až smrteľné prípady (Linnell *et al.* 2002a,b, Domokos *et al.* 2006).

Celkovo sa situácie, pri ktorých dôjde k útoku a zraneniam, dajú zaradiť do troch kategórií: defenzívne útoky, útoky medveďov so zmeneným správaním a predачné útoky (Herrero 1985). V prvom prípade medveď reaguje v sebaobrane, pretože sa cíti ohrozený. Druhý prípad môže nastať vtedy, keď je medveď zvyknutý na ľudí a snaží sa od nich získať potravu. Zníženie rizika útoku je predovšetkým v tom, aby sa predišlo takýmto situáciám. Existujú aj iné príčiny, pre ktoré sa človeku medveď nemusí vyhnúť, napríklad sa môže smelo približovať a overuje si svoju dominanciu. Je dôležité rozumieť rozdielu medzi obranným správaním medveďa a inými motívmi správania, pretože od tohto závisí správna reakcia (Safety in Bear Country Society 2005).

Obranné útoky

Prevažná časť zranení ľudí medveďom na Slovensku je spôsobená medveďom reagujúcim v sebaobrane – tzv. defenzívny útok (Šebo 2004). Najväčšie nebezpečenstvo predstavuje zranený medveď ako napríklad postrelený alebo po kolízii s automobilom či vlakom. Ďalšie faktory, ktoré zvyšujú riziko, že sa medveď bude správať agresívne, v poradí od najdôležitejšieho sú: prítomnosť mláďat medveďa, prítomnosť kadáveru, prekvapenie medveďa, medveď v brlohu, prítomnosť psa (Swenson *et al.* 2000). Dôsledky stretnutí sú ovplyvnené aj reakciami zo strany človeka (Herrero 1985).

Každý medveď má okolo seba osobný priestor, na ktorý dozerá a môže ho brániť. Veľkosť tohto priestoru ako aj stupeň obrany závisí od každého jednotlivca alebo druhu (Safety in Bear Country Society 2005). K defenzívnym útokom prichádza zväčša pri náhodnom stretnutí a vyrušení medveďa. Medveďa je možné najskôr prekvapiť v prípade, že človeka včas nezacíti (napríklad ak vietor nefúka smerom k nemu), medveď oddychuje skrytý v hustom poraste, alebo je sústredený na potravu. Útok z bezprostrednej blízkosti v húštine, napríklad pri dohľadávke postreleného či inak zraneného medveďa, resp. inej zveri, môže byť prudký a neočakávaný (Šebo 2004).

Čím bližšie je človek k medveďovi v momente, keď ho zaregistruje, tým väčšia je pravdepodobnosť, že bude reagovať defenzívne. Vo viac než 80 % prípadov útok začína, keď sa človek stretne s medveďom vo vzdialenosti do 20 m (Šebo 2004). K týmto stretom prichádza vo veľkej miere v prirodzenom prostredí medveďa, obzvlášť v hustých porastoch (Rigg & Haring, nepubl.). Ďalším podstatným faktorom je čas, pretože medvede sú aktívne hlavne za šera a v noci. Rizikové skupiny sú najmä poľovníci, lesníci, lesní robotníci, hubári a zberači parohov a lesných plodov (Šebo 2004, databázy ŠOP SR a NLC).

Útoky synantropných medveďov

Niektoré medvede si zvyknú na prítomnosť človeka a strácajú plachosť pred ním bez toho, že by došlo ku konfliktu (Smith *et al.* 2005). Takéto jedince môžeme nazývať adaptované (angl. *human habituated*). Iný prípad je medveď prilákaný potravou, resp. odpadkami (angl. *food conditioned*). Jedná sa o jedince so zmeneným správaním: približujú sa k ľuďom zámerne, aby získali potravu – tzv. synantropné medvede (Rigg & Baleková 2003).

Medveď krmiaci sa ľudskou potravou a odpadkami niekedy dáva ľuďom dojem, že je krotký alebo mu chýba prirodzená potrava a potrebuje pomoc. Neraz ľudia medveďov prikrmujú, čím ich však ďalej podporujú v nežiadúcom správaní, ktoré sa môže zmeniť na neobojacne až agresívne (Hell & Slamečka 1999). Najčastejšie ide o subadultných jedincov alebo medvedice s mladými. Niektoré lokality alebo typy lokalít sú náchylné na konflikty (Kováč 2003, Rigg & Adamec 2007).

Príťažlivosť ľudskej potravy a odpadu pre medvede bola spojená s mnohými vážnymi, medveďom spôsobenými zraneniami v Severnej Amerike (Herrero 1985). Sú prípady zo Slovenska (v Rumunsku aj smrteľné, Rigg 2005), kedy ľudia boli zranení jedincami, ktoré si zvykli očakávať potravu od človeka a stratili plachosť. V období 1972 – 2002 údajne bolo 12 % útokov spôsobených synantropnými jedincami (Šebo 2004). Zriedka medveď prišiel priamo na táborisko, roztrhol stan, alebo vošiel do budovy (Hell & Slamečka 1999, Rigg & Adamec 2007). Napríklad v roku 2002 medvedica, ktorá sa často krmila na odpadkoch na Táloch-Trangoške a ktorá dostávala potravu od turistov a pracovníkov hotela, vážne zranila ľudí v stanoch (Rigg & Adamec 2007). V roku 2010 pracovník zvieracieho útulku sa pokúsil imobilizovať gravidnú medvedicu v intraviláne Martina tak, že použil slučku na odchytávanie psov, čo vyprovokovalo útok. Následne bola medvedica usmrtená políciou.

Predачné útoky

Pri predачnom útoku, medveď považuje človeka za svoju korisť. Predачné útoky na človeka sú krajne zriedkavé vo svete a obzvlášť v Európe (Herrero 1985, Conover 2002). Na Slovensku nie je známy prípad predачného útoku medveďa na človeka.

Redukovanie rizika útokov

Medzi medveďmi a ľuďmi využívajúcimi to isté prostredie bude vždy existovať potenciál konfliktu zahrňujúci možnosť útoku a zranení (Conover 2002). Avšak existuje niekoľko postupov, aby sme riziko výskytu útokov medveďa na človeka redukovali. Opatrenia môžeme rozlíšiť na základe toho, či sú proaktívne alebo reaktívne.

PROAKTÍVNE OPATRENIA

Príprava a osвета

Bezpečnosť najviac závisí od toho, ako predchádzať stretnutiam s medveďom zblízka a tiež, ako zabrániť, aby sme medveďa nepriľákali (Safety in Bear Country Society 2005). V prvom rade je potrebné uplatniť preventívne opatrenia, aby ku kritickému situácii nedošlo. Ak sa stretneme s medveďom, v mnohých prípadoch môže vhodné správanie a adekvátna reakcia do značnej miery ovplyvniť výsledok situácie. Každý medveď aj okolnosti stretnutia sú rozdielne, takže je ťažké určiť všeobecné pravidlá, ktoré by platili v každej situácii. Avšak konanie medveďa sa dá viac predvídať ako si veľa ľudí myslí. Napríklad sebaobrana a agresia medvedicami brániacimi svoje mláďatá sú normálne aspekty správania sa medveďov ako aj iných zvierat. Tieto nemôžu byť zmenené a je potrebné ich porozumieť a akceptovať.

Využitím preventívnych opatrení sa šanca na prilákajúce a nebezpečné stretnutia výrazne znižuje. Dôležitá je osвета a náučná činnosť zainteresovaných organizácií pre zvýšenie informovanosti verejnosti. Človek, ktorý býva alebo pracuje na území s výskytom medveďov, alebo navštevuje takéto oblasti, by mal vedieť predvídať najčastejšie situácie, kedy sa môže stretnúť s medveďom a pripraviť sa na možné scenáre dopredu. Tieto vedomosti a príprava môžu posilniť, aby sa vhodne správal pri stretnutí s medveďom a vyhol sa útoku. Existuje množstvo informačného materiálu na túto tému nielen zo Severnej Ameriky ale aj z Európy. Napríklad internetová stránka www.medvede.sk poskytuje komplexné informácie a odporúčania podložené aplikovaným výskumom aj praxou.

Vyhnutie sa náhodným stretnutiam

Hoci medveď sa zvyčajne snaží vyhnúť ľuďom, niekedy si nás nemusí všimnúť, napríklad, keď oddychuje v húštine, alebo sa kŕmi, alebo keď je príchod človeka zakrytý terénom či vegetáciou, vetrom alebo inými zvukmi. Aby sa vyhlo náhodným stretnutiam, ktoré by mohli vyprovokovať obranný útok, treba byť ostražitý v lese aj jeho blízkosti, predovšetkým ráno, večer a v noci, keď sú medvede aktívnejšie, ale tiež počas dňa v hustej vegetácii alebo blízko zdrojov potravy.

Schopnosť rozpoznať rôzne pobytové znaky a najčastejšiu potravu medveďa, ako aj vedieť o jeho zvykoch, pomôže vyhnúť sa neočakávanému stretnutiu s medveďom. Všimame si stopy, trus, znaky kŕmenia sa a podobne (Rigg & Beťková 2015) – ak sú čerstvé, je potrebné zvýšiť našu pozornosť. Treba byť obzvlášť pozorný v hustom poraste, na miestach s hojnosťou lesných plodov, pri zdochlinách, zlej viditeľnosti alebo počuteľnosti, resp. ak sa pohybujeme proti vetru. Keď je viditeľnosť obmedzená, pomôže zvukový prejav (napr. pískanie, tleskanie, hlasnejší rozhovor) pričom má medveď možnosť zareagovať na blížiaceho sa človeka a vyhnúť sa mu. Riziko stretnutia sa s medveďom je menšie, keď sa pohybujeme v skupine po vyznačených chodníkoch a počas denného svetla.

Pomerne vážnym problémom je organizovanie spoločných poľovačiek na lokalitách, kde majú medvede zimné brlohy. Napríklad decembrové poľovačky s honcami na diviačiu zver by sa nemali realizovať v blízkosti medvedích brlohov. Podobne pri zbieraní parohov treba dávať veľký pozor v neprehľadnom či skalnatom teréne, kde by mohol byť skrytý medvedí brloh. Je nutné byť veľmi ostražitý v okolí kadáverov, vrátane strhutej a ulovenej zveri. Medveď kŕmiaci sa zdochlinou je obzvlášť nebezpečný (Hell & Slamečka 1999, Safety in Bear Country Society 2005).

Nepriľakať medveďa

Pachy z jedla a odpadky, ale aj kompost či odpadová voda z varenia sú silným lákadlom pre medveďa. Aby si medvede nezvykli chodiť ku hotelom, chatám, turistickým a liečebným zariadeniam, kempingom či intravilánom obcí a miest v zalesnených oblastiach, je potrebné celý komunálny odpad (zvyšky potravín, ovocie a zelenina zo záhrad) uschovávať tak, aby sa k nemu medvede nedostali. Nepribližujeme sa ani nekŕmime medvede, aj keď sa zdajú byť krotké (Rigg & Baleková 2003).

Účinným preventívnym opatrením sú špeciálne kontajnery zabezpečené proti medveďom. Medvede môžu stále príležitostne navštíviť danú lokalitu, aby skontrolovali potravu, ale ak sa k nej nedostanú, budú menej času zdržiavať v jej blízkosti a je teda aj menšia pravdepodobnosť stretnutia s človekom (Rigg & Haring, nepubl.). Klasické kontajnery sa dajú uzavrieť do garáže, do zamrzovanej kľetky, alebo chrániť elektrickým oplôtom. Vyprázdenie kontajnerov by malo byť čo najčastejšie, aby odpadky dlho nestáli a nehnil.

Pri všetkých turistických, športových aktivitách a kempovaní je potrebné udržiavať lokality čisté a bez lákadiel. Vhodné je vyčistiť priestor ohniska, nádoby a riady hneď po použití. Pri stanovaní je potrebné sa vyhnúť miestam v blízkosti zvieracích chodníkov, lokalitám s hojnosťou potravy medveďov a so synantropnými jedincami. Nevaríme vo vnútri stanu ani v jeho tesnej blízkosti, nenechávame vedľa seba na noc príliš zápachajúce potraviny ako napríklad mäsové výrobky, pootvárané konzervy a podobne. Taktiež nezanechávame zvyšky z potravín v blízkosti chat ani v okolitej prírode, ale berieme ich so sebou do separovaného zberu. Ovocie pri domoch by malo byť zbierané hneď, ako dozrieva a akékoľvek zhnité kusy čo najskôr odstránené. Alternatívnym riešením je zabezpečenie sadov aj včelínov elektrickým oplôtom.

Lov

V spoločnosti na Slovensku prevláda názor, že nebezpečnosť medveďa súvisí s jeho tzv. premnožením. Avšak útoky na ľudí sú známe aj z dávnej minulosti, dokonca aj z čias, keď bola populácia medveďa na Slovensku drasticky redukovaná lovom. Napri-



© P. Lenko

klad v roku 1916 v Ždiari medveď napadol človeka, ktorý ho postrelil a v roku 1919 v Osturni medvedica napadla jedného z koscov (Čech *et al.* 1935, Ksiažek & Lenko 2014).

Synantropné správanie „kontajnerových“ medveďov bolo prvý krát v Tatrách zaznamenané v 60. rokoch 20. storočia (Kováč 2003) a stávalo sa častejšie od 80. rokov, keď sa zvýšil okrem počtu medveďov aj počet návštevníkov, s tým aj množstvo odpadkov (Rigg & Adamec 2007). Synantropné medvede zranili asi 20 ľudí na strednom Slovensku v období 1975 – 1987 (Teren 1987). Podľa záznamov bolo celkovo medveďmi poranených v r. 1985 – 1987 v priemere 9 ľudí za rok (Hell & Bevilaqua 1988), čo je podstatne viac ako priemer 3 – 5 ročne evidovaných v posledných rokoch (Šebo 2004, databázy ŠOP SR a NLC, Rigg & Haring, nepubl.). Regulovanie celej populácie lovom je preto nie najefektívnejšia stratégia na redukovanie problémov spôsobených konkrétnymi jedincami medveďov.

Niektorí odborníci sa však zhodujú, že lov pomáha udržať u medveďa prirodzený strach z človeka (Conover 2002, Støen *et al.* 2015). Naviac, povolenie lovu by mohlo zvýšiť toleranciu dotknutých osôb a zainteresovaných skupín voči prítomnosti šeliem, hoci to môže byť neprijateľné pre iné zložky spoločnosti, predovšetkým pre obyvateľov miest (Treves & Naughton-Treves 2005).

REAKTÍVNE OPATRENIA

Reakcia pri stretnutí a incidente

Stretnúť sa s medveďom nemusí znamenať, že zaútočí. Aj stretnutia na krátku vzdialenosť iba zriedkavo končia útokom: medveď oveľa častejšie utečie. Pri stretnutí naše rozhodnutie, čo spravíme, môže mať dôležitý vplyv na to, ako bude medveď reagovať. Medvede v poľských Karpatoch reagovali útokom alebo agresívnym prístupom 4× častejšie voči ľuďom, ktorí boli pri stretnutiach „aktívni“ – priblížili sa, aby fotografovali, pokúsili sa medveďa odplašiť – v porovnaní s tými, ktorí boli „pasívni“ – sledovali, boli ticho, ustúpili (Jakubiec 2001). Pri nečakanom strete s medveďom na bližšie ako 100 m, odporúča sa snažiť zväčšiť vzdialenosť od medveďa, nie však utekaním, ktoré by mohlo vyprovokovať prenasledovanie. K medveďovi sa nikdy nepriblížime, a to aj v prípade, že sa zdá byť pokojný. Vyhnime sa pohľadu priamo do očí, pre zvieru je to znak agresie. Neodporúča sa kričať na medvedicu s mláďatami (nemusia byť na prvý pohľad vidieť) alebo na medveďa, ktorý nevie o našej prítomnosti, pretože toto by mohlo vyprovokovať útok (Safety in Bear Country Society 2005).

Brániaci sa medveď najčastejšie vyzerá nervózne a znepokojene. Medvede signalizujú rôzne stupne nepokoja alebo stresu, ktoré používajú pri vnútrodruhovej komunikácii ale aj pri stretnutí s človekom. Niektoré signály sú nenápadné – ako pozastavenie sa v činnosti, zmeravenie a zmena orientácie tela, alebo neprirodzené zívanie. Iné sú očividnejšie – fučanie, mrmlanie a cvakanie zubami. Medzi veľmi napäté agresívne prejavy patrí slintanie, rýchle fučanie, vrčanie a bručanie s otvorenou papuľou, zaháňanie sa labou a hrdelné zvuky napríklad rev (Safety in Bear Country Society 2005). Medveď vztyčený na zadných nohách sa snaží získať lepší prehľad, nie je to agresívna pozícia (Hell & Slamečka 1999, Správa TANAP-u 2014).

Medveď v sebaobrane niekedy urobí výpad – varovanie, aby sa človek vzdialil. Toto môže byť chápané človekom ako útok. Ak sa stretne s nevhodnou reakciou zo strany človeka, výpad sa môže vystupňovať do útoku, ale väčšinou sa skončí skôr ako dôjde k fyzickému kontaktu. Napríklad v 91 % prípadoch stretu s medveďom nahlásených do poľovníckej štatistiky od roku 2007 do 2014 (n = 406) k útoku nedošlo.

Reakcia pri útoku

Ak medveď naozaj zaútočí a sa zdá, že dôjde ku fyzickému kontaktu, poprední odborníci odporúčajú pasívnu obranu: ľahnúť si na brucho tvárou smerom k zemi, ramená a ruky chrániť hlavu a krk a ostať bez pohybu („hrať mŕtveho“) až pokiaľ medveď neodíde. Brániaci sa medveď väčšinou prestane útočiť, keď zistí, že už nie sme preň hrozbou (Safety in Bear Country Society 2005). Aktívna obrana by mohla predĺžiť útok a zvýšiť pravdepodobnosť vážneho zranenia (Herrero 1985, Quigley & Herrero 2005). Napríklad v roku 1967 bol zranený poľovník v Malej Fatre, keď sa priblížil k medveďovi pri kadáveri. Opakovane sa pokúšal dosiahnuť svoju zbraň a bol 5× napadnutý (Bevilaqua 1985, 1995).

Väčšina ľudí, ktorá sa stretla s útočiacim medveďom v prípadoch opísaných Šebom (2004) reagovala krikom, volaním o pomoc, snahou utiecť či vyšplhať sa na strom alebo výstrelom zo zbrane, čím sa snažili medveďa zastaviť alebo odplašiť. Okrem prípadov, keď medveďa zastrelili, ani jedna z týchto reakcií sa nejavila byť pri zastavení útoku úspešná. Pozornosť medveďa útočiaceho na niekoho iného môžeme odvrátiť, ale s rizikom, že presmerujeme útok na seba (Safety in Bear Country Society 2005).

Sprej na odplašenie medvedí

Podľa U.S. Fish & Wildlife Service je paprikový sprej najlepší spôsob ako odohnať útočiaceho alebo hrozivo sa správajúceho medveďa, a tým aj zabrániť zraneniu človeka. Tzv. „bear spray“ je špeciálne vyrobený sprej proti medveďom a nesmie sa zameniť s iným sprejom určeným na sebaobranu pred násilným prepacom či psom. Účinnou zložkou v spreji je Capsicum, olej z červenej papriky, ktorý spôsobí dočasný opuch sliznice očí, nosa a membrány pľúc. Podľa odporúčaní medzinárodnej komisie špecialistov, sprej na medvede by mal mať minimálne 225 g, obsah 1 – 2 % kapsaicínu, dosah aspoň 7,5 m a obsahovo musí poskytnúť aspoň 6 sekúnd postreku.

Nezávislý výskum potvrdil účinnosť tohto spreja, pričom je dokonca spoľahlivejší ako strelná zbraň. Dokopy bolo analyzovaných 72 prípadov, keď ľudia použili sprej v sebaobranu pred medveďmi v prírode. Sprej zastavil medveďa hneď v 92 % prípadoch, až 98 % ľudí sa vyhlo zraneniu a ani jeden neutrpel vážne zranenie (Smith *et al.* 2008). Na rozdiel, v niektorých prípadoch na Slovensku poľovníci, ktorí sa zúčastňovali spoločnej poľovačky, nevystrelili včas, hoci videli blížiaci sa medveď vo vzdialenosti 60 – 80 m, následne boli napadnutí a zranení (Šebo 2004).

Sprej má veľkú výhodu, že nemusí byť presne zameraný, lebo sa vytvorí medzi medveďom a človekom ochranná clona, ktorá z väčšou pravdepodobnosťou zasiahne medveďa ako projektil z pušky. Navyše sprej nespôsobí zhoršenie situácie postrelením medveďa. Okrem efektívnosti má nosenie spreja aj psychologický aspekt a to je redukovanie prehnaného strachu z medvedí u ľudí vo všeobecnosti (Majič Skrbínšek & Krofel 2014) ako aj pomáha zostať pokojný a reagovať vhodne pri strete. Je ale dôležité, aby ľudia využívali predovšetkým preventívne opatrenia a nereagovali neuvážene z dôvodu spoliehania sa na sprej či zbraň (Herrero 2002).

Sprej na medvede bol úspešne použitý už aj na Slovensku, napríklad na Poľane proti medvedici brániacej mláďatá (Dobrovodský & Dobrovodská 2007) aj pri strete s veľkým medveďom na kritickú vzdialenosť (Valo 2008). Prostriedok je veľmi účinný a ľudia, ktorí sa zdržiavajú v oblasti s medveďmi, by mali zvážiť potrebu mať sprej so sebou.

Ochranný odstrel alebo odchyt medvedí

Nie všetky medvede spôsobujú konflikty. V Tatrách sa cca 5 – 10 % populácie správa synantropne (Kováč 2003, Ksiažek & Lenko 2014). Selektívne odstránenie problémových jedincov t. j. ochranný odstrel môže riešiť situáciu, ale ak lákadlá nie sú odstránené alebo zabezpečené, výsledok môže byť krátkodobý a to kvôli osídleniu územia ďalšími jedincami (Treves & Naughton-Treves 2005). Napríklad v oblasti Hrebienka sa počas troch rokov 90 kg samica krmila odpadom (a bola prikrmovaná turistami) až bola zastrelená v 1987, ale v druhom roku už tam chodil ďalší medveď (Rigg & Adamec 2007).

Okolnosti špecifických prípadov by mali byť podrobne vyšetrené predtým, ako sa definitívne rozhodne, ale vo všeobecnosti sa odporúča usmrtenie medveďa, ak: je zranený a zaútočil na človeka; pohybuje sa v intraviláne a pokusy zásahového tímu špecializovaného na medvede odplasiť ho boli neúspešné; vošiel do obývanej budovy; alebo opakovane vnikol do neobývanej budovy. Pri vyprovokovaných resp. defenzívnych útokoch sa odporúča ďalšie vyšetrovanie okolností a monitoring jedinca (Majič Skrbínšek & Krofel 2014).

Alternatívnym riešením môže byť odchyt medveďa a jeho umiestnenie do zajatia, napríklad do ZOO. Avšak takáto kapacita je obmedzená. Odchytený medveď je aj tak odstránený z populácie, takže táto dilema je skôr otázkou morálky a etiky ako ochrany prírody a je niekedy otáznou, či podmienky v zajatí vyhovujú.

Translokácia

V niektorých prípadoch môže byť zvažované premiestnenie problémového medveďa na inú lokalitu. Toto riešenie môže byť pre verejnosť prijateľné, ale okrem toho, že je finančne náročné, častokrát zlyhá. Veľa presťahovaných medvedí sa vracia späť na pôvodnú lokalitu alebo spôsobuje ďalšie škody na novej lokalite (Hell & Slamečka 1999, Conover 2002). Napríklad v lokalite Hrabovo (Ružomberok) v roku 2013, bol medveď odchytený a prevezený cca 30 km do Veľkej Fatry. Krátko po prebudení z uspania sa vrátil priamo na pôvodnú lokalitu. Na premiestnenie problémových medvedí v Európe je nedostatok veľkých neobývaných oblastí (Linnell *et al.* 1997). Neodporúča sa premiestňovať jedince, ktoré by mohli ohroziť bezpečnosť človeka, ako napríklad synantropné medvede (Conover 2002).

Podakovanie

Za pomoc pri príprave textu autori ďakujú kolegom z IUCN-IBA skupiny špecialistov – Odborný tím na konflikty človeka a medveďa, Safety in Bear Country Society, Large Carnivore Initiative for Europe ako aj M. Haringovi a S. Beřkovej.

7 ŠELMY A ĽUDIA

Robin Rigg & Svetlana Betková





Vzťah človeka k šelmám prešiel počas histórie niekoľkými zmenami v súvislosti s aktuálnou kultúrnou a sociálno-ekonomickou situáciou. Vlk bol u predkresťanských Slovanov apotropaickým zvieratom. To znamená, že verili v moc vlka chrániť ich pred démonmi a zlými vílami. Nesmel sa zabíjať a zabitie ovce vlkom sa považovalo za šťastné znamenie. Toto bol dôvod slávania tzv. "Vlčích dní" (Váňa, 1990).

V staroegyptskom meste Asiút jeho obyvatelia vyznávali boha-vlka „Vepvoveta“, čo znamenalo „otvárajúci cestu“. Bolo to vojnové božstvo a viedlo panovníkov Horného Egypta k víťazstvám. Slávny mongolský vládca Džingischán sa vyhlasoval za vlčieho syna. Starí Gréci pokladali vlkov za zvieratá slnečného boha Apolóna, ktorému ich aj obetovávali. Verili, že tento boh sa stretol s vlkom počas zimy, keď býval vo vzdialených končinách na severe. Označenie „svetla“ a „vlka“ bolo podobné. Grécki pastieri uctievali bohyňu lovu Artemis, ktorú volali aj Artemis Lykochtón, „Tá, ktorá zabíja vlky“. Pre starých obyvateľov Ríma znamenalo vidieť vlka šťastné znamenie. Vlk bol zasvätený Marsovi, ochrancovi Ríma a bohovi vojny (Beřková & Rigg 2005). Kelti v Škótsku dali vlkovi meno Syn Zeme (Rigg 1999).

Vzťah k šelmám sa výrazne zmenil v kresťanskej dobe. Podľa Starého zákona Boh stvoril všetky šelmy na zemi, aby potrestal ľudí za ich neposlušnosť. Počas stredoveku pokladali vlka za vyslanca diabla, zrejme aj pre svietiace oči alebo preto, že lovil jahňatá v noci. Zatúlaná ovca sa stáva korisťou vlka, ako sa neposlušný kresťan stane korisťou diabla (Lopez 2000).

Vlci boli v minulosti často spájaní s pohromami ako vojny, epidémie, mor, a preto sú spojení s mnohými poverami a legendami (Hell *et al.* 2001). Existovali mýty o ukrutných beštách, zabíjajúcich ľudí, o vlkolakoch či mužoch, ktorí sa za splnu menili na vlkov, alebo bosorákov, ktorí vedeli vnútiť svoju vôľu vlkom. Vlci prenášali aj smrteľnú chorobu – besnotu, na ktorú až do r. 1885 ľudia nepoznali liek. Počas krutých zím prichádzali, tak ako ostatná zver, za potravou bližšie k dedinám. Aby sa ľudia pred nimi ochránili, utiekali sa k rôznym zaklínadlám a čarodejníctvu: napríklad na maštale a košiare pribíjali vlčie laby, aby odohnali vlkov. Vlčie zuby boli ochranným amuletom – vešali ich na krk deťom, aby im odohnali nočné mory.

Valaskou kolonizáciou a využívaním horských oblastí na extenzívne pasenie v Karpatoch dochádzalo ku konfliktom medzi veľkými šelmami a pastiermi či majiteľmi dobytky (Podolák 1982). Následkom toho bol najmä vlk všeobecne ponímaný ako krvilačný škodca. Podľa uhorského poľovníckeho zákona, ktorý platil na Slovensku až do roku 1947, bolo nielen poľovníkom, ale každému na vlastnom pozemku povolené kedykoľvek zabiť „dravé alebo škodlivé zvery“. Vyvinuli sa početné spôsoby na zabíjanie, najúčinnějšími boli strelné zbrane, chytanie do želez a trávenie (Jamnický 1993).

V rámci organizovaného obhospodarovania zveri, ktoré začalo na území Slovenska v druhej polovici 19. storočia, poľovníci vnímali vlka ako konkurenta pri love. Ešte v druhej polovici 20. storočia bolo ich cieľom vyhubiť vlka, ako to dokazuje publikácia „*Vlci a ich ničenie*“, vydaná Zväzom poľovníckych ochranných združení (Mantejfel & Larin 1958). Medveď bol na Slovensku takmer vyhubený v 20-tych rokoch minulého storočia, zachránil ho 30-ročný zákaz lovu. Kategorizácia predátorov ako „škodnej“ zveri pretrvala v poľovníckej legislatíve až do roku 2009, počty strnutej zveri sú stále vyčíslené v oficiálnej poľovníckej štatistike ako „škody“ (NLC 2014).

S väčším pochopením úlohy predátorov v ekosystéme prišla ďalšia zmena postojov, čo ukazuje aj prvá ochrana vlka zákonom od roku 1975 (Voskár 1976, 1993). Namiesto odmeny, vyplatené v minulosti za zabitie šeliem, za ich nelegálne usmrtenie teraz bola pokuta. Značný nárast členov a podpory neziskových environmentálnych organizácií, dobrovoľníctva, ekoturizmu, dokumentárnych filmov a populárno-náučných publikácií (napr. Baláž & D'Amicis 2010, Rajchl & Baláž 2010) ako aj amatérskoho fotografovania a filmovania prírody od 90-tych rokov poukazuje na záujem a aktívny postoj širokej verejnosti k problematike veľkých šeliem. Na prelome 21. storočia polovica obyvateľov Slovenska už nesúhlasila s výrokom, že vlci prinášajú viac škody ako úžitku a väčšina respondentov (reprezentatívna vzorka 1 077 občanov vo veku od 18 rokov) považovala prítomnosť vlkov za dôležitú pre zdravé fungovanie lesov (Focus 1999).

Ľudské dimenzie

História ukazuje, že veľké šelmy sú schopné spolužitia s človekom, ak je ten ochotný podeliť sa o krajinu, tolerovať určitú ekonomickú stratu a akceptovať potenciálne riziko pre ľudskú bezpečnosť a majetok. Stupeň akceptácie šeliem verejnosťou je častokrát ovplyvnený nielen aktuálnym stupňom ohrozenia či škôd, ale závisí aj od ďalších faktorov, ako sú strach, vnímanie a tolerancia rizika, demografické črty, miesto bývania (mesto alebo vidiek) ako aj začlenenie k určitej zainteresovanej skupine (napr. chovatelia, lesníci, poľovníci, ochranári). Ako výsledok, ochrana veľkých šeliem v 21. storočí je vo svojej podstate častokrát viac sociálno-politická ako biologická (Musiani *et al.* 2009).

Prieskum verejnej mienky a vedomostí – tzv. „ľudských dimenzií“ (angl. „*Human dimensions*“) poskytuje nástroj pre lepšie porozumenie postojov verejnosti voči predátorom a existujúcim alebo plánovaným opatreniam. Výsledky dôsledne pripraveného prieskumu nielen informujú, ale aj slúžia ako podklad pre praktické účely manažmentu, napríklad odhalením prekážok pre implementáciu potrebných zásahov a opatrení (Priestley 2009, Lacková 2014, Rigg *et al.* 2014). Prieskum by mal byť štandardizovaný, aby bolo možné porovnať rôzne cieľové skupiny, regióny a časových období (Wechselberger *et al.* 2005, Majič & Bath 2010, Rigg 2012), prípadne môže byť prispôsobený pre rôzne účely na lokálnej úrovni (Jób 2007).

Výber metód výskumu (napr. osobné rozhovory alebo anonymné dotazníky), prezentovanie prieskumu, formulovanie otázok (otvorené alebo uzavreté, výber slov a poradia, v akom sú usporiadané alternatívy odpovedí) ako aj spôsob, ktorým sú ľudia zaradení do prieskumu (poštový, telefonický, osobný kontakt, cez internet), sú dôležité rozhodnutia, ktoré ovplyvňujú počet respondentov ako aj objektivitu a spoľahlivosť výsledkov. Ďalšou dôležitou metódou pri práci s ľuďmi je vedený workshop zameraný na budovanie dôvery, pochopenie a vytýčenie kľúčových otázok, nájdenie konsenzu (Bath 2009). Príkladom toho bola séria seminárov organizovaných v r. 2011 – 2012 pod záštitou MŽP SR a koordinovaných nezávislým facilitátorom profesorom Alistairom Bathom z Memorial Univerzity v Newfoundlande. Pri takýchto stretnutiach by nemali chýbať zástupcovia všetkých kľúčových zainteresovaných skupín, vrátane z radov poľovníkov a lesníkov, MŽP SR, MPAV SR, ŠOP SR, predstaviteľov obcí, chovateľov, včelárov, vyšetrovateľov škôd, environmentalistov aj prírodovedcov.

Verejná mienka

Za účelom kvantitatívneho hodnotenia znalostí a postojov týkajúcich sa vlka, medveďa, rysa a ich ochrany ako aj manažmentu na Slovensku, bola v rokoch 2003 – 2004 realizovaná komplexná štúdia verejnej mienky (Wechselberger *et al.* 2005). Dotazníkový výskum bol vytvorený na základe vzoru, používaný v niekoľkých európskych krajinách (Bath 2009), prispôsobený na podmienky Slovenska. Výsledky sú dôležitými podkladmi pre manažment veľkých šeliem, nielen v otázkach potrebnej osvetly verejnosti ale aj jej spätnou väzbou na kroky v manažmente.

Dotazník obsahoval 50 údajov usporiadaných do šiestich oblastí: postoje a postrehy, znalosť, manažment, zdroje poznatkov, osobné skúsenosti a socio-demografické faktory. Väčšina otázok bola meraná 5 bodovou Likertovou stupnicou napríklad „veľmi negatívne“ až po „veľmi pozitívne“ alebo ponúkala viacnásobnú voľbu odpovede. Dotazníky boli rozdane a zozbierané osobne v regióne, kde sú veľké šelmy v relatívne vysokých hustotách (okres Liptovský Mikuláš) a v kontrolnom regióne, kde sú vzácne alebo absentujúce (okres Nové Mesto nad Váhom). Vyplnené dotazníky boli získané od 75 % až 95 % opýtaných, v závislosti na cieľovej skupine. Respondenti (n = 1 178) pochádzali z troch odlišných skupín: obyvateľov vo veku od 16 rokov, žiakov vo veku 12–15 rokov a ľudí zamestnaných v horách – pastierov, chovateľov hospodárskych zvierat, poľovníkov, lesníkov a pracovníkov horských hotelov. Na doplnenie bolo v dotazníku opýtaných 30 turistov v regióne Liptovského Mikuláša.

Väčšina respondentov mala neutrálny až kladný postoj k veľkým šelmám. Najpriateľnejším bol rys (48,9 % respondentov malo kladné názory na tento druh) nasledoval medveď (43,3 %) a ako posledný vlk (33,0 %). Prevažná väčšina opýtaných (82,9 %) podporila tvrdenie, že „Medvede, vlky a rysy patria do voľnej prírody na Slovensku“. Len 6,3 % nesúhlasilo s týmto vyhlásením. Menej ľudí, ale stále väčšina, súhlasilo, keď im bola položená otázka, či je pozitívne, že tieto zvieratá sú na Slovensku: 69,5 % odpovedalo áno pre rysa, 67,5 % pre medveďa a 57,6 % pre vlky.

Sociálno-demografické faktory čiastočne ovplyvňovali postoje: muži boli výrazne lepšie informovaní a pozitívnejšie orientovaní voči veľkým šelmám ako ženy. Ľudia starší ako 60 rokov mali najnegatívnejšie postoje, zatiaľ čo obyvatelia vo veku do 35 rokov mali najpozitívnejšie postoje. Negatívnejšie postoje boli na vidieku než v mestách. Vyššia úroveň vzdelania súvisela s pozitívnejším postojom, ale rozdiel nebol štatisticky významný. Vzhľadom na povolanie mali lesníci voči veľkým šelmám najpozitívnejšie postoje a pastieri najnegatívnejšie. Z vybraných cieľových skupín mali najpozitívnejšie postoje turisti, nasledovaní obyvateľmi a žiakmi. V porovnaní s ostatnými cieľovými skupinami mali ľudia zamestnaní v horách najčastejšie názor, že je príliš veľa medveďov a že šelmy spôsobujú veľké škody.

Dôležitým faktorom, ktorý ovplyvňuje názory sa javil byť strach: 49,2 % všetkých respondentov sa vyjadrilo, že by sa báli ísť do lesa v prípade, že by tam boli medvede, 48,1 % keby tam boli vlky a 38,0 % keby tam boli rysy. Ľudia s najväčším strachom mali najnegatívnejšie postoje. Za najnebezpečnejší a najviac obávaný druh označili medveďa. Dve tretiny respondentov odpovedali, že je veľmi nebezpečný a 55,9 % si to myslelo aj o vlkoch. Nebezpečenstvo hroziace od medveďa bolo označené vyššie, ale od vlka a rysa nižšie, v oblasti výskytu veľkých šeliem oproti kontrolnej oblasti. Relatívne vysoký podiel ľudí nevedel, ako sa vhodne správať pri stretnutí so šelmou.

Medveď bol často považovaný za „premnoženého“ (27,6 % respondentov oproti 19,2 % za vlka a 7,6 % za rysa), až 40,9 % respondentov v oblasti výskytu veľkých šeliem (v porovnaní s 15,5 % v kontrolnej oblasti) myslelo, že medveďov je príliš veľa. Avšak viac než dve tretiny (78,2 %) všetkých účastníkov prieskumu, vrátane 78,0 % v oblasti výskytu veľkých šeliem a 70,2 % ľudí zamestnaných v horských oblastiach, súhlasilo, že poľovanie na medvede, vlky a rysy by malo byť prísne regulované. Viac než 71 % úplne alebo skôr súhlasilo, že národné parky by mali byť miestom, kde sú zvieratá chránené celoročne. V tomto prípade súhlasila výrazne väčšia časť opýtaných v oblasti výskytu šeliem ako v kontrolnej oblasti.

Podstatne viac ľudí bolo proti (47 %) ako za (32 %) koncepciu, že veľké šelmy by mali žiť len v obmedzených častiach Slovenska. Približne rovnaké percento opýtaných ľudí súhlasilo (38 %), ako aj nesúhlasilo (35 %) s odstránením medveďov a vlkov z oblastí, kde zabili dobytok. Väčšina ľudí (61 %) súhlasila, že by náhrada mala byť platená za škody spôsobené veľkými šelmami na dobytku. Necelá polovica si myslela, že náhradu by mali dostať iba chovatelia hospodárskych zvierat, ktorí použili preventívne opatrenia.

Nedostatok vzdelania resp. informácií a problémov s ľuďmi boli považované za najdôležitejšiu súčasnú tému. Viac než 90 % respondentov malo záujem sa dozvedieť viac. Zistený bol kladný vzájomný vzťah medzi vedomosťami a stupňom akceptácie. Avšak ako by sa dalo čakať, ľudia s negatívnymi skúsenosťami so šelmami mali negatívnejší postoj.

To, že je dôležitá obojsmerná komunikácia s verejnosťou, je viditeľné v posledných rokoch aj na Slovensku, ako ukazuje pozitívny trend pri realizácii prieskumov verejnej mienky. Užik & Adamcová-Kocianová (2008) potvrdili, že veľká väčšina ľudí (95 %) považuje za potrebné zlepšenie informovanosti verejnosti na Slovensku. Dotazníkovým prieskumom aj v rámci projektu *Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku* bolo potvrdené, že moderná verejnosť jednoznačne podporuje výskum, monitoring a komplexné riešenie konfliktov: 90 % respondentov si mysleli, že problematike veľkých šeliem by sa mala venovať osobitná pozornosť (ŠOP SR 2015). Dve tretiny opýtaných považovalo verejné informácie (TV, rozhlas, internet) ohľadne veľkých šeliem za účelovo propagované. Päťkrát viac ľudí si myslelo, že médiá ovplyvňujú verejnú mienku negatívne, ako je počet tých, čo im prisudzovalo pozitívny vplyv (ŠOP SR 2015).

Niekedy sú názory rôznych zainteresovaných skupín v rozpore a je na kompetentných nájsť riešenia. Napríklad Ďurík (2015) zistil, že mnohí z poľovníkov na strednom Slovensku by preferovali obhospodarovanie medveďa ako bežný druh poľovnej zveri a početne nelimitovaný lov vlka, čo však nie je v súčasnosti kompatibilné so smernicami EÚ, ani neprijateľné širšou verejnosťou Slovenska. On-line dotazník implementovaný Univerzitou Mateja Bela ukázal, že diskusia o tom, či sú populácie veľkých šeliem samoregulačné a do akej miery by mal do nich zasahovať človek, je stále aktuálna (Urban 2015).

Výchova a osвета

Jedným z cieľov Rezortnej koncepcie environmentálnej výchovy, vzdelávania a osvety do roku 2025, zostavenej SAŽP pre MŽP SR, je zlepšiť spoluprácu zainteresovaných subjektov v oblasti environmentálnej výchovy, vzdelávania a osvety (EVVO). Dokument uznáva potrebu zabezpečiť systematickú spoluprácu a komunikáciu rezortných organizácií MŽP SR, MŠVVaŠ SR, škôl, akademickej obce aj tretí sektor – mimovládne organizácie (MVO) s cieľom využitia neformálnej EVVO vo vyučovacom procese (MŽP SR 2015).

Vysoko kvalitná vzdelávacia kampaň by mala byť založená na výsledkoch výskumu, ktorý poskytuje spoľahlivé informácie ale tiež by identifikoval potreby a preferencie. Z výsledkov prieskumu verejnej mienky vyplýva, že prioritou osvety by mali byť najviac dotknuté skupiny obyvateľstva, predovšetkým poľovníci a chovatelia (Wechselberger *et al.* 2005, ŠOP SR 2015).

Pri tvorbe informačných a didaktických materiálov ako aj aktivít je rozhodujúca cieľová skupina, pre ktorú sú určené – žiaci ZŠ, študenti SŠ či VŠ, širšia verejnosť. Faktorom sú rôzne stupne vzdelania, od laickej po odbornú verejnosť a špecifickou kategóriou je dotknutá verejnosť – poľovníci, lesníci, chovatelia dobytka, včelári, či personál horských hotelov. Z toho vyplýva nielen obsah, ale aj štýl a forma. Napríklad predstavu o medveďoch, vlkoch a rysoch v ľuďoch formuje predovšetkým televízia a zároveň väčšina ľudí by mala záujem dozvedieť sa o šelmách viac informácií prostredníctvom televízie. Žiaci však mali záujem o exkurzie a iné aktivity či internetové stránky, zatiaľ čo obyvatelia preferovali najmä letáky (Wechselberger *et al.* 2005).

Tradičné masmédiá (TV, noviny, časopisy) majú potenciál obsiahnuť veľkú časť obyvateľstva, avšak veľa z nich má skôr senzáciiectv ako informatívny charakter. Najhoršie sú tendenčné správy, ale dokonca aj mnohé „vyrovnané“ relácie a články prezentujú relatívne extrémne, subjektívne názory a nezahŕňujú objektívne fakty ani strednú cestu, kde by bol možný kompromis alebo dohoda.

Prieskumy verejnej mienky v niekoľkých krajinách ukazujú, že starší a menej vzdelaní ľudia, ženy a pastieri oviec zvyknú mať negatívnejší postoj voči vlkom (Majič & Bath 2010). Viac poznatkov je spojených s menším strachom, čo korešponduje aj s pozitívnejším postojom voči vlkom a medveďom (Wechselberger *et al.* 2005, Rigg 2012). Ľudia s extrémne pozitívnymi názormi – „milovníci“ vlkov a medveďov – však môžu byť prekážkou k nájdeniu konsenzu a implementovaniu efektívneho manažmentu v kultúrnej krajine podobne ako tí, čo majú krajne negatívne názory (Majič & Bath 2010). Cieľom edukačnej kampane by malo byť predovšetkým zvýšiť informovanosť a viesť k tolerantným postojom bez radikalizmu.

Šírenie informácií prostredníctvom internetu je v súčasnosti rýchly, efektívny a preferovaný spôsob širokej verejnosti. Dôležitá je pravidelná aktualizácia, čo si vyžaduje čas a úsilie napríklad na pravidelné dodávanie správ o projektových aktivitách, zaujímavosti od terénnych pracovníkov, najnovších fotozáznamov či výsledkov monitoringu. Avšak týmto sa zvyšuje výpovedná hodnota ako aj atraktivnosť stránky pre užívateľa. Webové stránky zamerané na osvetu a vzdelávanie verejnosti či už mladšej alebo staršej generácie by mali byť prehľadné, atraktívne a zrozumiteľné. Stránky venujúce sa výhradne veľkým šelmám v strednej Európe, ktorých súčasťou sú aj vzdelávacie aktivity, sú napríklad: www.sopsr.sk, <http://www.medvede.sk>, <http://www.karpatskeprizraky.sk>, <http://www.selmy.cz>, <http://www.svet-selem.cz>, <http://www.carpathianbear.pl>.

Pre širšiu verejnosť sú dnes úspešne zaužívané informačné panely, niekedy vo forme náučných chodníkov vhodne rozmiestnené na obľúbených turistických trasách, navštevovaných centrách či zvieracích oborách a podobne. Dôležitá je vizuálna atraktivnosť panelov, ale aj nie príliš zdĺhavý ale stručný a zároveň pútavý obsah. V spolupráci spoločnosť o.z. SWS so Správou NP Veľká Fatra boli v roku 2014 – 2015 panely zahrňujúce informácie o troch veľkých šelmách umiestnené v Gaderskej doline (Beřková & Rigg 2015).

Pre školy predstavuje putovná výstava na zapožičanie prenosných banerov dostupnú, časovo a finančne nenáročnú formou ako efektívne šíriť informácie medzi žiakov ako aj učiteľov. Od r. 2005 je úspešne prezentovaná výstava na tému medveď a ľudia, ako na verejnosti tak aj v školách, ktorú pripravila SWS s využitím fotodokumentácie aj poznatkov z národných parkov Slovenska ako aj zo zahraničia (Beřková & Rigg 2006). Podobnou formou bola v spolupráci s Východoslovenským múzeom v Košiciach pripravená v roku 2011 výstava venovaná problematike vlka dravého. Od roku 2014 v rámci spolupráce o.z. SWS s NP Veľká Fatra, ZOO Bojnice a švajčiarskymi odborníkmi z KORA je na zapožičanie dostupná aj výstava o rysovi ostrovidovi, ktorá zahrňuje najnovšie údaje a zaujímavosti o mačkovitých šelmách (Beřková & Rigg 2015).

Ideálne je, keď na výstavu nadväzuje edukačná časť s prednáškou, diskusiou s odborníkom, resp. terénnym pracovníkom alebo interaktívnymi aktivitami. Pre tento účel sú vhodné didaktické materiály, ako súbor pracovných listov, poskytujúce dostatočné a vedecky podložené informácie a postupy ako aj riešenia pre učiteľov. Môže však s nimi pracovať nielen učiteľ, lektor, animátor v tábore ale aj dieťa spolu s rodičom. Pri práci environmentálnych pracovníkov národných parkov či iných vzdelávacích štátnych a mimovládnych organizácií múzeí či škôl sa od r. 2004 využívajú didaktické brožúry zamerané na veľké šelmy žijúce na Slovensku ako aj ďalšie edukačné pomôcky napríklad praktická príručka stôp a pobytočných znakov (Beřková & Rigg 2004, 2005, 2014, Rigg & Beřková 2015). Materiály môžu byť dlhodobovo využívané priamo v učebnom procese ako aj voľnočasových aktivitách. Materiály zamerané na výuku stôp a poznávanie lesných zvierat pripravujú aj environmentálni pracovníci Správy NP, SAŽP, Lesov SR, š.p., Štátnych lesov TANAP-u aj rôzne neziskové organizácie v rámci širšieho pôsobenia.

Náučná exkurzia je vhodným spôsobom ako posilniť získané teoretické poznatky a overiť ich aj v praxi. Žiaci či dospelí študenti, resp. nadšenci prejavujú spoločný zvýšený záujem o zvieratá, žijúce na danom území, ak sa zoznámia priamo s ich prostredím, pobytočnými znakmi, alebo naviac sa im podarí ich pozorovať priamo v teréne. Táto zážitková forma je celkovo najhodnotnejšia a v budúcnosti najviac ovplyvní ich postoje a názory na danú problematiku šeliem. Preto exkurzie, pobyty, letné tábory či školy v prírode by mali byť samozrejmosťou súčasťou kvalitnej formy vzdelávania a medzi iným zahrňovať aj edukačné programy o šelmách.

Špecifický druh náučnej exkurzie pre širšiu verejnosť predstavuje ekoturizmus (Chovanová 2012). Wechselberger *et al.* (2005) zistili, že ľudia, ktorí už medveďa v prírode videli, majú k nemu pozitívnejší prístup ako tí, ktorí ho ešte nevideli. (Pri vlkovi a rysovi neboli

ekvivalentné rozdiely.). Legitímny program pozorovania medveďov, ktorý je benefitom aj pre miestnych obyvateľov (príjmy formou zamestnania či poskytovania služieb), pomôže tiež zvýšiť toleranciu voči prítomnosti medveďov. V rámci štúdia zameraného na prírodné vedy, lesníctvo, poľnohospodárstvo či veterinárnu medicínu sa študenti dozvedia o ekológii a biológii veľkých šeliem avšak je potrebné obsiahnuť aj otázky praktického manažmentu. Vysoké školy sú vhodnou pôdou aj pre organizovanie prednášok s odborníkmi, kde je možné pozvať aj širšiu verejnosť, prípadne zapojiť študentov do praktických činností formou workshopov či dobrovoľníctva.

Aj pre odbornú verejnosť je osвета napríklad formou profesijného rozvoja dôležitá. Väčšina kvalitných metód monitoringu veľkých šeliem si vyžaduje spoluprácu a zapojenie viacerých tréňovaných ľudí. Zabezpečenie takejto siete pracovníkov a dobrovoľníkov si vyžaduje veľa úsilia a času, napríklad zachovanie motivácie a kompetencií. Preto je potrebná pravidelná spätná väzba a kontinuálne vzdelávanie členov (Breitenmoser *et al.* 2015). Učenie sa pomocou vlastného zapojenia sa do aktivít (pri procese rozhodovania sa, tzv. „citizen science“, praktizovaní preventívnych opatrení, vzdelávacie semináre) sa ukázalo efektívnejším pri dosiahnutí zmeny ako pasívne šírenie informácií (Mulej Tilhaolung 2014). Napríklad v rámci programu švajčiarsko-slovenskej spolupráce bol na veterinárnej klinike ZOO Bojnice vedený workshop s praktickým cvičením a vykonaním ukážok pitvy, zberu dát a vzoriek zameraný na zjednotenie pracovných postupov na Slovensku a vo Švajčiarsku (Ryser-Degiorgis *et al.* 2015). V roku 2011 Dr. DjuroHuber z Fakulty veterinárneho lekárstva Univerzity v Záhrebe viedol tréning na tému *Realizácia a práca pohotovostného tímu na riešenie urgentných konfliktných situácií medzi medveďmi a ľuďmi*. Zásahový tím bol následne implementovaný ŠOP SR v rámci projektu *Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku*. Osveta má významnú úlohu aj pre zníženie počtu konfliktných situácií a nebezpečných stretov so šelmami. Využitím preventívnych opatrení je šanca stretnutia či prilákania medveďa značne nižšia. Človek ich musí však poznať a aj ako ich správne aplikovať. Webová stránka <http://www.medvede.sk>, okrem základných údajoch o biológii medveďov ponúka informácie založené na vedeckom výskume na Slovensku a inde, porovnanie so situáciou vo svete, overené metódy ako redukovať a predchádzať problémom s medveďmi a rôzne vzdelávacie pomôcky. Vhodnou formou šírenia informácií sú aj príručky (napr. Rigg 2010, Findo & Skuban 2011), ale častokrát pri správnej implementácii a údržbe preventívnych opatrení (pastierske strážne psy, elektrické oplôtky, kontajnery odolné proti medveďom) ľudia potrebujú aj praktickú pomoc. Vhodné sú tréningy, kurzy, prípadne dobrovoľnícka výpomoc v spolupráci s MVO.

Záver

Pochopenie postojov verejnosti je v 21. storočí dôležitou súčasťou manažmentu a ochrany veľkých šeliem. Verejná mienka o veľkých šelmách sa líši v súvislosti s niekoľkými faktormi. Obyvatelia v mestách majú na veľké šelmy pozitívnejší postoj, ako ľudia žijúci na vidieku. S pozitívnym hodnotením vlkov sa možno častejšie stretnúť medzi mužmi, respondentmi vo veku do 40 rokov, s vyšším vzdelaním (VŠ, maturita). Naopak, skeptickejšie postoje k vlkom častejšie majú respondenti vo vyššom veku a so základným vzdelaním (Focus 1999, Wechselberger *et al.* 2005). Situácia sa môže meniť časom, preto treba kvantitatívny prieskum verejnej mienky opakovať vo vhodných intervaloch.

Hoci je v súčasnosti akceptácia veľkých šeliem verejnosťou oveľa vyššia než pred 60 rokmi, ľudia s negatívnymi skúsenosťami so šelmami pochopiteľne majú negatívnejší postoj. Stále pretrvávajú niektoré mýty a predsudky. Napriek tomu, že útoky vlkov na ľudí sú krajne zriedkavé (Linnell *et al.* 2002), viac ako polovica obyvateľov sa domnieva, že vlk žijúci vo voľnej prírode je pre človeka nebezpečný (Focus 1999, Wechselberger *et al.* 2005). Strach je dôležitým faktorom ovplyvňujúcim postoj k veľkým šelmám. Ľudia, ktorí majú zo šeliem strach, majú k nim negatívnejší postoj. Ďalším z faktorov, ktorý má vplyv už od detstva, sú rozprávky a legendy, v ktorých je najmä vlk častokrát prezentovaný v negatívnom svetle. Navyše, masmédiá (TV, rozhlas, noviny, časopisy, internet) majú potenciál obsiahnuť veľkú časť obyvateľstva, ale ohľadne veľkých šeliem častokrát ich výstupov majú skôr skreslené, senzácie chytivé ako informatívny charakter (ŠOP SR 2015).

Prostredníctvom vzdelávacieho programu je možné upútať pozornosť širokej verejnosti na problematiku šeliem a ich význam na Slovensku a vo svete ako aj potrebách pre ich ochranu v Európe. Strategickým cieľom pre zvýšenie efektivity je zlepšiť spoluprácu a komunikáciu zainteresovaných subjektov vrátane rezortných organizácií MŽP SR, MŠVVaŠ SR, akademickej obce, mimovládnej organizácii a škôl (MŽP SR 2015). Osveta má významnú úlohu aj pre zlepšenie monitoringu, riešenie problematiky manažmentu ako aj zníženie počtu konfliktných situácií. Prioritou by mali byť najviac dotknuté skupiny obyvateľstva.

Budúcnosť veľkých šeliem závisí od nás – ľudí. Budeme mať aj naďalej predsudky a uveríme mýtom a bulváru, dovoľíme strachu a nenávisti vytvárať mylné predstavy? Alebo budeme podávať pravdivé vedecké informácie o spôsobe života a význame predátorov ako dôležitej zložky ekosystému, aby sme našli spôsoby, ako s nimi žiť?

Podakovanie

Okrem projektu *Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku* (ITMS: 24150120039), spolufinancovaný z Európskeho fondu pre regionálny rozvoj v rámci Operačného programu Životné prostredie, autori čerpali zo skúsenosti a výsledkov získaných počas pôsobenia v Spoločnosti pre výskum, vzdelávanie a spolužitie s prírodou (Slovak Wildlife Society), najmä v rámci nasledujúcich projektov: *Projekt BEARS*, ktorý bol realizovaný od roku 2003 do 2013 s početnými partnermi a financovaný nadáciami WWF, Alertis, WSPA aj EAZA European Carnivore Campaign; *Poskytnutie prostriedkov na zlepšenie manažmentu medveďa hnedého na Slovensku, podporený v r. 2011 – 2012 nadáciou Alertis*; *Spolužitie s karpatskými príznakmi* (PP-2013-007), realizovaný v rokoch 2013 – 2015 s partnermi KORA a ZOO Bojnice a spolufinancovaný prostredníctvom Programu švajčiarsko-slovenskej spolupráce v rámci rozšírenej Európskej únie, Die Karl Mayer Stiftung a The Wolves and Humans Foundation.

Literatúra

2.1 Biológia a ekológia medveďa hnedého

- Adamič M. (1997): The expanding brown bear population of Slovenia: a chance for bear recovery in the southeastern Alps. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9 (2): 25 – 29.
- Baláž E. (2002): Ekológia medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) v Západných Tatrách a na Poľane. Diplomová práca. Technická univerzita vo Zvolene. 55 s.
- Baláž E. (2003): Možnosti predchádzania vzniku synantropných jedincov medveďa hnedého. In: Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Rigg R. & Baleková K. ed. Zborník z konferencie, Nová Sedlica, 11-12.4.2002: 7 – 16.
- Ballard W. B., Carbyn L. N. & Smith D.W. (2003): Wolf interactions with non-prey. In: *Wolves: behavior, ecology and conservation*. Mech D. L. & Boitani L. ed. The University of Chicago Press, Chicago and London: 259 – 271.
- Bellemain E., Swenson J. E. & Taberlet P. (2006): Mating strategies in relation to sexually selected infanticide in a non-social carnivore: the brown bear. *Ethology* 112: 1 – 9.
- Bojarska K. & Selva N., (2012): Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal Review* 42 (2): 120 – 143.
- Bunnell F. L. & Tait D. E. N. (1985): Mortality rates of North American bears. *Arctic* 38 (4): 316 – 323.
- Čelechovská O., Literák I., Ondruš S. & Pospíšil Z. (2006): Heavy metals in brown bears from the Central European Carpathians. *Acta Vet. Brno* 75: 501 – 506.
- Dahle B. & Swenson J. E. (2003a): Factors influencing length of maternal care in brown bears (*Ursus arctos*) and its effect on offspring. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 54: 352 – 358.
- Dahle B. & Swenson J. E. (2003b): Family break up in brown bears: are young forced to leave? *Journal of Mammalogy* 84 (2): 536 – 540.
- Dahle B. & Swenson J. E. (2003c): Home ranges in adult Scandinavian brown bears *Ursus arctos*: effect of population density, mass, sex, reproductive status and habitat type. *Journal of Zoology (London)* 260: 329 – 335.
- Dahle B., Zedrosser A. & Swenson J. E. (2006a): Correlates with body size and mass in yearling brown bears (*Ursus arctos*). *Journal of Zoology* 269: 273 – 283.
- Dahle B., Støen O. G. & Swenson J. E. (2006b): Factors influencing home-range size in subadult brown bears. *Journal of Mammalogy* 87 (5): 859 – 865.
- Danilov P. I. (1994): The brown bear in northwest Russia. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9 (1): 199 – 203.
- Dečak Đ., Frković A., Grubešić M., Huber Đ., Iviček B., Kulić B., Sertić D. & Štahan Ž. (2005): Brown bear management plan for the Republic of Croatia. Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management and Ministry of Culture, Zagreb. 90 s.
- Deecke V. B. (2012): Tool-use in the brown bear (*Ursus arctos*). *Anim. Cogn.* 15: 725 – 730.
- Elfström M., Zedrosser A., Jerina K., Støen O.-G., Kindberg J., Budic L., Jonozović M. & Swenson J. E. (2014): Does despotic behavior or food search explain the occurrence of problem brown bears in Europe? *The Journal of Wildlife Management* 78 (5): 881 – 893.
- Fernández N., Selva N., Yuste C., Okarma H. & Jakubiec Z. (2012): Brown bears at the edge: Modeling habitat constrains at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation* 153: 134 – 142.
- Finnegan S. (2009): Seasonal dynamics in the prevalence of *Baylisascaris transfuga* ova in the faeces of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Diploma thesis. University of Veterinary Medicine in Košice. 54 pp.
- Friebe A., Swenson J. E. & Sandegren F. (2001): Denning chronology of female brown bears in central Sweden. *Ursus* 12: 37 – 46.
- Friebe A., Evans A. L., Arnemo J. M., Blanc S., Brunberg S., Fleissner G., Swenson J. E. & Zedrosser A. (2014): Factors affecting date of implantation, parturition, and den entry estimated from activity and body temperature in free-ranging brown bears. *PLoS ONE* 9(7): e101410. doi:10.1371/journal.pone.0101410
- Frković A., Huber D. & Kusak J. (2001): Brown bear litter sizes in Croatia. *Ursus* 12: 103 – 106.
- Gende S. M. & Quinn T. P. (2004): The relative importance of prey density and social dominance in determining energy intake by bears feeding on Pacific salmon. *Canadian Journal of Zoology* 82 (1): 75 – 85.
- Goldová M., Ciberej J. & Rigg R. (2003): Medveď hnedý (*Ursus arctos*) a parazitárne zoonózy. *Folia Venatoria* 33: 123 – 127.
- Grabán J., Kisková J., Pepich P. & Rigg R. (2013): Genetic analysis for geographic isolation comparison of brown bears living in the periphery of the Western Carpathians Mountains with bears living in other areas. *Open Journal of Genetics* 3: 174 – 182.
- Halák K. (1993): Populácia medveďa hnedého (*Ursus arctos* L., 1758) v Západných Tatrách. Zborník prác o Tatranskom Národnom Parku 33: 227 – 234.
- Hanko M. (2015): Vybrané aspekty ochrany a manažmentu medveďa hnedého na Slovensku: Diplomová práca. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. Lesnícka fakulta. 100 s. 7 príloh.
- Hell P. & Sabadoš K. (1993): Zhodnotenie úlovku medveďov hnedých v západných Karpatoch v rokoch 1980-1991. *Folia Venatoria* 23: 183 – 200.
- Hell P. & Sabadoš K. (1995): Niektoré parametre západokarpatskej populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v roku 1992. *Folia Venatoria* 25: 97 – 104.
- Hell P. & Sládek J. (1994): Telesné miery medveďa hnedého v západných Karpatoch. *Folia Venatoria* 24: 111 – 122.
- Hell P. & Slamečka J. (1999): Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava. 150 s.
- Hell P., Bučko J., Slamečka J., Šebo M. & Garaj P. (2005): Ochrana a obhospodarovanie veľkých šeliem na Slovensku. In: Zborník referátov z medzinárodnej konferencie Levice, 12.03.2005. Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra: 7 – 19.
- Hellgren E. C. (1998): Physiology of hibernation in bears. *Ursus* 10: 467 – 477.
- Herrero S. (1985): Bear attacks: their causes and avoidance. 1st ed. The Lyons Press, N.Y. 287 s.
- Hilderbrand G. V., Schwartz C. C., Robbins C. T., Jacoby M. E., Hanley T.A., Arthur S.M. & Servheen C. (1999): The importance of meat, particularly salmon, to body size, population productivity, and conservation of North American brown bears. *Can. J. Zool.* 77 (1): 132 – 138.
- Hilderbrand G. V., Schwartz C. C., Robbins C.T. & Hanley T.A. (2000): Effect of hibernation and reproductive status on body mass and condition of coastal brown bears. *J. Wildl. Manage.* 64: 178 – 183.
- Hissa R. (1997): Physiology of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*). *Ann. Zool. Fennici* 34: 267 – 287.
- Huber D. & Roth H. U. (1993): Movements of European brown bears in Croatia. *Acta Theriologica* 38 (2): 151 – 159.
- Huber D., Kusak J. & Frkovic A. (1998): Traffic kills of brown bears in Gorski Kotar, Croatia. *Ursus* 10: 167 – 171.
- Jakubiec Z. (2001): Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w Polskiej części Karpat. Polska Akademia Nauk, Kraków. 108 s.
- Jamnický J. (1976): Spôsoby a príčiny poškodzovania stromov medveďom hnedým (*Ursus arctos* L.). *Folia Venatoria* 5 – 6: 120 – 135.
- Jamnický J. (1987): Formy komunikácie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.). *Folia Venatoria* 17: 151 – 167.
- Jamnický J. (1988a): Význam starých samcov v populácii medveďa. *Poľovníctvo a rybárstvo* 40: 413.
- Jamnický J. (1988b): Potrava medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) v tatranskej oblasti. *Folia Venatoria* 18: 197 – 213.
- Jamnický J. (1993): Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. *Folia Venatoria* 23: 221 – 229.
- Janská S. (2010): Brown bear vehicle collisions in Western Carpathian Mountains, Slovakia. Masters thesis. Royal Veterinary College, University of London. 33 pp.
- Jerina K. & Adamic M. (2002): The brown bear's (*Ursus arctos*) spatial expansion in Slovenia: speed of expansion and saturation dependent dispersion. In: *Living with bears. Information, program and abstracts from the 14th International IConference on Bear Research and Management*. Kvam T. & Sørensen O. J. eds. Nord-Trøndelag University College, Steinkjer, Norway: 79.

- Jerina K., Adamič M., Marenče M. & Jonozovič M. (2005): Transportation-related mortality of brown bears in Slovenia. In: Dalpiaz D. & Genovesi P. (eds.). 16th International Conference on Bear Research and Management – abstracts, program, information. Provincia Autonoma di Trento a Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Trento: 104.
- Kadlečík J. (1983): Niektoré problémy poľovníctva a ochrany fauny v CHKO Veľká Fatra. Spravodajca chránených území Slovenska 2: 80 – 83.
- Kalaš M. (2011a): Za medvedy Malou Fatrou. Naše príroda IV (3): 70 – 77.
- Kalaš M. (2011b): Doprava a jej vplyv na populáciu medveďa hnedého v širšej oblasti Národného parku Malá Fatra. VZP XXV: 180 – 187.
- Karč P. (1977): Rozšírenie vlka a medveďa v Liptove koncom 18. a v prvej polovici 19. storočia. Vlastivedný zborník Liptov 4: 59 – 95.
- Kindberg J., Swenson J. E., Ericsson G., Bellemain E., Miquel C. & Taberlet P. (2011): Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population. *Wildlife Biology* 17 (2): 114 – 123.
- Kopečna M., Ondruš S., Literák I., Klimes J., Horvathová A., Moravkova M., Bartos M., Trcka I. & Pavlík I. (2006): Detection of *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* in two brown bears in the Central European Carpathians. *J. Wild. Diseases* 42 (3): 691 – 695.
- Koreň M., Findo S., M. Skuban, M. Kajba (2011): Habitat suitability modelling from non – point data. The case study of brown bear habitat in Slovakia. *Ecological Informatics* 6: 296 – 302.
- Korsten M., Ho, S. Y. W., Davison J., Pähni B., Vulla E., Roht M., et al. (2009): Sudden expansion of a single brown bear maternal lineage across northern continental Eurasia after the last ice age: A general demographic model for mammals? *Molecular Ecology* 18, 1963 – 1979.
- Kováč J. (2003): Problematika synantropných medvedov v TANAP-e. In: Komplexné riešenie problému synantropných medvedov (*Ursus arctos*). Rigg R. & Baleková K. ed. Zborník z konferencie, Nová Sedlica, 11-12.4.2002: 77 – 88.
- Krofel M., Adamič M., Huber D., Jerina K., Kaczensky P., Kavčíč I., Kljun F., Kos I., Potočník H., Rajkovič M., Ražen N., (2013): Interspecific interactions among large carnivores in Slovenia. In: Wolf conservation in human dominated landscapes. Book of abstracts. University of Ljubljana, Slovenia.
- Ksiažek J. & Lenko P. (2014): Medvede so synantropným správaním v TANAP-e v roku 2012. In: Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. Lenko P. a kolektív pracovníkov Správy Tatranského národného parku, OZ Les: 52 – 64.
- Lenko P. (2006): Veľké šelmy v Západných Tatrách. Naše poľovníctvo III (1): 16 – 17.
- Lenko P. (2014): Časopriestorová aktivita medveďa hnedého (*Ursus arctos*) z telemetrických pozorovaní Správy TANAP-u a TPN. In: Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. Lenko P. a kolektív pracovníkov Správy Tatranského národného parku, OZ Les: 17 – 47.
- Lenko P., Hofma J. & Ksiažek J. (2014): Sčítanie početnosti medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v kompetenčnom území správy TANAP-u v roku 2012. In: Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. Lenko P. a kolektív pracovníkov Správy Tatranského národného parku, OZ Les: 9 – 16.
- Linnell J. D. C., Swenson J. E., Andersen R. & Barnes B. (2000): How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildlife Society Bulletin* 28: 400 – 413.
- López-Alfaro C., Robbins C.T., Zedrosser A. & Nielsen S. E. (2013): Energetics of hibernation and reproductive trade-offs in brown bears. *Ecological Modelling* 270: 1 – 10.
- Manchi S. & Swenson J. E. (2005): Denning behaviour of Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. *Wildl. Biol.* 11: 123 – 132.
- McCarthy T. M., Waits L. P. & Mijidjordj B. (2009): Status of the Gobi bear in Mongolia as determined by noninvasive methods. *Ursus* 20: 30 – 38.
- McLellan B. N. (2005): Sexually selected infanticide in grizzly bears: the effects of hunting on cub survival. *Ursus* 16 (2): 141 – 156.
- Mertens A. & Sandor A. (2000): Bears. In: Carpathian Large Carnivore Project annual report 2000. CLCP. S & G Print, Haco International: 14 – 15.
- Miller S. D., Sellers R. A. & Keay J. A. (2003): Effects of hunting on brown bear cub survival and litter size in Alaska. *Ursus* 14 (2): 130 – 152.
- Mindáš J., Konôpka J., Novotný J. & Jendek S. (2006): Lesy Slovenska. Národné lesnícke centrum, Zvolen. 222 s.
- Mituch J. (1972): Helmintofauna mäsožravcov na Slovensku a v ČSSR. *Folia Venatoria* 10 – 11: 15 – 33.
- Mueller C., Herrero S. & Gibeau M. L. (2004): Distribution of subadult grizzly bears in relation to human development in the Bow River Watershed, Alberta. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 15 (1): 35 – 47.
- Nellemann C., Støen O-G., Kindberg J., Swenson J. E., Vistnes I., Ericsson G., Katajisto J., Kaltenborn B. P., Martin J. & Ordiz A. (2007): Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation* 138: 157 – 165.
- Nelson R. A., Folk G. E. J., Pfeiffer E. W., Craighead J. J., Jonkel C. J. & Steiger D. L. (1983): Behavior, biochemistry, and hibernation in black, grizzly, and polar bears. *Ursus* 5: 284 – 290.
- Palomero G., Fernandez A. & Naves J. (1997): Reproductive rates of brown bears in the Cantabrian Mountains, Spain. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9 (2): 129 – 132.
- Pelikán V. (1983): Zaujímavosti z CHKO Muránska planina. Spravodajca chránených území Slovenska 2: 94.
- Podrzensky S. R., Cherry S., Schwartz C. C. & Landenburger L. A. (2002): Grizzly bear denning and potential conflict areas in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ursus* 13: 19 – 28.
- Polák P. & Saxa A. (2005): Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Manuál k programom starostlivosti o územia NATURA 2000. ŠOP SR, Banská Bystrica. 734 s.
- Rigg R. (2004): The extent of predation on livestock by large carnivores in Slovakia and mitigating carnivore-human conflict using livestock guarding dogs. Diplomová práca. University of Aberdeen, Aberdeen. 263 s.
- Rigg R. (2006): Medveď hnedý a zonácia CHÚ na príklade Tichej a Kôprovej doliny. Chránené územia Slovenska 69: 18 – 20.
- Rigg, R. (2012): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 19 s.
- Rigg R. & Adamec M. (2007): Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, 128 pp.
- Rigg R. & Gorman M. (2006a): Potrava medveďa hnedého (*Ursus arctos*): nové výsledky z Tatranskej oblasti a porovnanie metód výskumu. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 61 – 79.
- Rigg R. & Gorman M. (2006b): Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 81 – 89.
- Rijáková V. (2012): Charakteristika druhu *Ursus arctos*, história a súčasný stav jeho populácie na území Slovenskej republiky. Bakalárska práca. Univerzita Komenského v Bratislave. 85 s.
- Sabadoš K. & Šimiak M. (1981): Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. *Folia Venatoria* 10 – 11: 15 – 33.
- Sato Y., Taira R. & Mori Y. (2005): Tree rubbing by Hokkaido brown bears: seasonal changes in frequency, differences between genders, and a role of immigrants. In: Dalpiaz D. & Genovesi P. (eds.). 16th International Conference on Bear Research and Management – abstracts, program, information. Provincia Autonoma di Trento a Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Trento: 144.
- Schwartz C. C., Keating K. A., Reynolds H. V., Barnes V. G. Jr., Sellers R. A., Swenson J. E., Miller S. D., McLellan B. N., Keay J., McCann R., Gibeau M., Wakkinen W. F., Mace R. D., Kasworm W., Smith R. & Herero S. (2003): Reproductive maturation and senescence in the female brown bear. *Ursus* 14 (2): 109 – 119.
- Šelaru N. & Ionescu O. (2005): Stav a manažment hnedého medveďa v Rumunsku. In: Zborník referátov z medzinárodnej konferencie Levice, 12.03.2005. *Výskumný ústav živočíšnej výroby, Nitra*: 27 – 34.
- Servheen C., Herrero S. & Peyton B. compilers (1999): Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK: x + 309 s.
- Sládek J. (1991): Určovanie veku ulovených medvedov hnedých pomocou histologických štruktúr zubov. *Folia Venatoria* 21: 211 – 219.
- Sládek J. (1992): Možnosti rozlišovania pohlavia a veku medveďa hnedého podľa lebkových a zubných znakov. *Folia Venatoria* 24: 175 – 190.
- Slobodjan A. A. (1979): K ekologii burogo medveda w Karpatach. Ekologiczeskije osnovy ochrany i racionalnogo ispolzovania chiščnych mlekopitajuščich. AN SSSR. Izdat. Nauka, Moskva: 233 – 235.

- Sommer R.S. & Benecke N. (2005): The recolonization of Europe by brown bears *Ursus arctos* Linnaeus, 1758 after the Last Glacial Maximum. *Mammal Review* 35: 156 – 164.
- Steltz J. B., Kendall K. C. & Servheen C. (2010): Evaluation of bear rub surveys to monitor grizzly bear population trends. *Journal of Wildlife Management* 74 (4): 860 – 870.
- Steyaert S. M. J. G., Endrestøl A., Hackländer K., Swenson J. E. & Zedrosser A. (2012): The mating system of the brown bear *Ursus arctos*. *Mammal Rev.* 42: 12 – 34.
- Steyaert S. M. J. G., Kindberg J., Swenson J. E. & Zedrosser A. (2013): Male reproductive strategy explains spatiotemporal segregation in brown bears. *Journal of Animal Ecology* 82 (4): 1 – 10.
- Steyaert S. M. J. G., Zedrosser A. & Swenson J. E. (2014): Litter loss triggers estrus in a nonsocial seasonal breeder. *Ecology and Evolution* doi: 10.1002/ece3.935.
- Støen O. G., Bellemain E., Sæbø S. & Swenson J. E. (2005): Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. In: Dalpiaz D. & Genovesi P. (eds). 16th International Conference on Bear Research and Management – abstracts, program, information. Provincia Autonoma di Trento a Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Trento: 29.
- Støen O. G., Zedrosser A., Wegge P. & Swenson J. (2006): Socially induced delayed primiparity in brown bears *Ursus arctos*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 61: 1 – 8.
- Swenson J. E., Sandegren F., Bjärvall A., Söderberg A., Wabakken P. & Franzén R. (1994): Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation* 70: 9 – 17.
- Swenson J. E., Sandegren F., Söderberg A., Bjärvall A., Franzén R. & Wabakken P. (1997a): Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386: 450 – 451.
- Swenson J. E., Sandegren F., Brunberg S. & Wabakken P. (1997b): Winter den abandonment by brown bears *Ursus arctos*: causes and consequences. *Wildl. Biol.* 3: 35 – 38.
- Swenson J. E., Sandegren F. & Söderberg A. (1998): Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *J. Anim. Ecol.* 67: 819 – 826.
- Swenson J. E., Dahle B., Gerstl N. & Zedrosser A. (2000): Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and environment, No.114, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Swenson J. E., Sandegren F., Brunberg S. & Segerström P. (2001a): Factors associated with loss of brown bear cubs in Sweden. *Ursus* 12: 69 – 80.
- Swenson J.E., Dahle B. & Sandegren F. (2001b). Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. *Ursus* 12: 81 – 92.
- Šprocha J. (1977): Stav medveďov na Slovensku. *Poľovníctvo a rybárstvo* 19 (11): 19.
- Štofík J. & Saniga M. (2012): Dens and beds of the brown bear *Ursus arctos* in the Eastern Carpathian region – Poloniny National Park. *Folia Oecologica* 39 (2): 147 – 154.
- Štofík J., Merganič J., Merganičová K. & Saniga M. (2013): Seasonal changes in food composition of the brown bear (*Ursus arctos*) from the edge of its occurrence - Eastern Carpathians (Slovakia). *Folia Zool.* 62 (3): 222 – 231.
- Teren Š. (1987): Po stopách vzácnnej zveri. *Obzor*, Bratislava. 184 s.
- Ursiny J., Stolzová Sutorisová M. (1970): *Besnota. Príroda*, Bratislava.
- Valdmann H., Saarma U. & Karis A. (2001): The brown bear population in Estonia: current status and requirements for management. *Ursus* 12: 31 – 36.
- Van Daele, Robbins C. T., Semmens B. X., Ward E. J., Van Daele L. J. & Leacock W. B. (2013): Salmon consumption by Kodiak brown bears (*Ursus arctos middendorffi*) with ecosystem management implications. *Canadian Journal of Zoology* 91 (3): 164 – 174.
- Vulla E., Hobson K.A., Korsten M., Leht M., Martin A. -J., Lind A., Männil P., Valdmann H. & Saarma U. (2009): Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: evidence from brown bears, badgers and pine martens. *Annales Zoologici Fennici* 46: 395 – 415.
- Weber P. (1987): Observations of brown bear movements in the Hargita Mountains, Romania. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 7: 19 – 21.
- Zedrosser A., Dahle B., Swenson J. & Gerstl N. (2001): Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus* 12: 9 – 20.
- Zedrosser A., Rauer G. & Kruckenhauser K. (2004): Early primiparity in brown bears. *Acta Theriologica* 49 (3): 427 – 432.
- Zedrosser A., Støen O.-G., Sæbø S. & Swenson J. E. (2007a): Should I stay or should I go? Natal dispersal in brown bear. *Animal Behaviour* 74 (3): 369 – 376.
- Zedrosser A., Bellemain E., Taberlet P. & Swenson J. E. (2007b): Genetic estimates of annual reproductive success in male brown bears: The effects of body size, age, internal relatedness and population density. *Journal of Animal Ecology* 76 (2): 368 – 375.
- Zedrosser A., Dahle B., Støen O.-G. & Swenson J. E. (2009): The effects of primiparity on reproductive performance in the brown bear. *Oecologia* 160: 847 – 854.
- Zedrosser A., Steyaert S. M. J. G., Gossow H. & Swenson J. E. (2011): Brown bear conservation and the ghost of persecution past. *Biological Conservation* 144 (9): 2163 – 2170.
- Zięba F. & Kozica T. W. (2005): On, czyli prawie wszystko o tatrzańskim niedźwiedziu. *Tatrański Park Narodowy, Zakopane*. 120 s.
- Zięba F. & Selva N. (2015): From Tatra to Bieszczady through Hungary. Iwo's incredible journey - back to Poland. Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences in Krakow.
- Žilincár J., Zvada P. & Hell P. (1992): Die Schwermetallbelastung bei den Braunbären in den Westkarpaten. *Z. Jagdwiss* 38: 235 – 244.

2.2 Biológia a ekológia vlka dravého

- Andersen L. W., Harms V., Caniglia R., Czarnomska S. D., Fabbri E., Jędrzejewska B., Kluth G., Madsen A. B., Nowak C., Pertoldi C., Randi E., Reinhardt I. & Stronen A.V. (2015): Long-distance dispersal of a wolf, *Canis lupus*, in northwestern Europe. *Mamm Res* DOI 10.1007/s13364-015-0220-6.
- Antal V., Boroš M., Čertíková M., Ciberej J., Dóczy J., Findo S., Kaštier P., Kropil R., Lukáč J., Molnár L., Paule L., Rigg R., Rybanič R. & Šramka Š. (2015): Program starostlivosti o vlka dravého (*Canis lupus*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica. Finálna verzia. 72 s. + prílohy.
- Blanco J. C., & Cortés Y. (2007): Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273: 114 – 124.
- Boitani L. (2000): Action plan for the conservation of wolves in Europe (*Canis lupus*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and Environment No.113, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Brtek L. & Voskár J. (1987): Potravná biológia vlka v podmienkach slovenských Karpát. *Biológia* 42: 985 – 990.
- Ciucci P., Boitani L., Francisci F. & Andreoli G. (1997): Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology* 243: 803 – 819.
- Ciucci P., Reggioni W., Maiorano L., Boitani L. (2009): Long-distance dispersal of a rescued wolf from the Northern Apennines to the Western Alps. *Journal of Wildlife Management* 73 (8): 1300 – 1306.
- Darwin C. (1859): On the origin of species by natural selection or, the preservation of favoured races in the struggle for life. John Murray, London.
- Findo S. (1995): Súčasná situácia a perspektívy ochrany vlka obyčajného (*Canis lupus*) na Slovensku., p. 37 – 46. In: Urban P. (ed.), Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku II. Zborník referátov z konferencie. SAŽP, Banská Bystrica, 112 s.
- Findo S. (1998): Priestorová aktivita a domovské okrsky vlka (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch, p. 25 – 30. In: Urban P. (ed.), Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku III., Zborník referátov z konferencie. Banská Bystrica, 156 s.
- Findo S. (2002): Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku 5: 43 – 55.
- Findo S., Chovančová, B. (2004): Home ranges of two wolf packs in the Slovak Carpathians. *Folia zoologica* 53 (1): 17 – 26.
- Findo S., Rigg R. & Skuban M. (2008): The wolf in Slovakia. In: Perspectives of wolves in Central Europe. Proceedings from the Conference held on 9th April 2008 in Malenovice, Beskydy Mts., Czech Republic. Kutal M. & Rigg R. eds. Hnutí Duha, Olomouc: 15 – 24.

- Fritts S. H., Stephenson R. O., Hayes R. D. & Boitani L. (2003): Wolves and humans. In: Wolves: behavior, ecology and conservation. Mech D. L. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 289 – 316.
- Fuller T. K., Mech L. D. & Cochrane J. F. (2003): Wolf population dynamics. In: Wolves: behavior, ecology and conservation. Mech D. L. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 161 – 191.
- Harrington F. H. & Asa C. S. (2003): Wolf communication. In: Wolves: behavior, ecology and conservation. Mech D. L. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 66 – 103.
- Hausknecht R., Szabó A., Firmászký G., Gula R. & Kuehn R. (2010): Confirmation of wolf residence in Northern Hungary by field and genetic monitoring. *Mamm. Biol.* 75: 348 – 352.
- Hebblewhite M., White C. A., Nietvelt C. G., McKenzie J.A., Hurd T. E., Fryxell J. E., Bayley S. E. & Paquet P. C. (2005): Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology* 86: 2135 – 2144.
- Hell P. & Ďurička J. (1989): Anomálie chrupeu západokarpatského vlka (*Canis lupus*). *Folia venatoria* 19: 339 – 347.
- Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. (2001): Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava, 182 s.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Křofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbínšek T., Stojanov A., Swenson J. E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanov D., Boitani L. (2014): Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated. *Science* 346: 1517 – 1519.
- Chovancová B., Zieba F., Urban P., Hláška L., Jamroz, Wazna & Cichocki (2010): Mäsožravce. In: Tatry – Príroda, Koutná A. & Chovancová B., Baset: 579 – 608.
- Jamnický J. (1993): Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. *Folia Venatoria* 23: 221 – 229.
- Janiga M. & Hrklová G. (2002): Kamzik (*R. rupicapra*) v potrave vlkov (*C. lupus*) v Tatrách a Nízkych Tatrách. In: Janiga M. & Švajda J., Ochrana kamzíka, TANAP, NAPANT, IHAB: 51 – 55.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewska W., Bunevich A., Milkowski L. & Okarma H. (1996): Population dynamics of wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847 – 1993. *Mammal Review* 26 (2 – 3): 103 – 126.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Okarma H., Schmidt K., Zub K. & Musiani M. (2000): Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Mammalogy* 81: 197 – 212.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf B., Jędrzejewska B. & Okarma H. (2001): Daily movements and territory use by radio-collared wolves, *Canis lupus*, in Białowieża Primeval Forest in Poland. *Can. J. Zool.* 79: 1993 – 2004.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Hayward M.W., Goszczyński J., Jędrzejewska B., Borowik T., Barton K. A., Nowak S., Harmuszkiewicz J., Juszczyk A., Kałamarz T., Kłoch A., Koniuch J., Kotiuk K., Mysłajek R. W., Nędzinska M., Olczyk A., Teleon M., Wojtulewicz M. (2012): Prey choice and diet in wolves related to differentiation of ungulate communities and corresponding wolf subpopulations in Poland. *J. Mamm.* 93: 1480 – 1492.
- Jelenič M., Skrbínšek T. & Trontelj P. (2013): Preliminary study of wolf packs stability based on genetic data. In: Wolf conservation in human dominated landscapes. Book of abstracts. University of Ljubljana, Slovenia: 25.
- Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). (2013a): Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine – in Europe. Part 1, summary reports. LCIE Report. 72 s.
- Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). (2013b): Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine – in Europe. Part 2, country reports. LCIE Report. 200 s.
- Kruuk H. (1972): Surplus killing by carnivores. *Journal of Zoology* 166: 233 – 244.
- Kuijper D. P. J., de Kleine C., Churski M., van Hooft P., Pubnicki J. & Jędrzejewska B. (2013): Landscape of fear in Europe: Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36: 1263 – 1275.
- Kusak J., Majić Skrbínšek A. & Huber D. (2005): Home range, movements and activity of wolves (*Canis lupus*) in the Dalmatian part of Dinarids, Croatia. *European Journal of Wildlife Research* 51 (4): 254 – 262.
- Kutal M. & Rigg R. eds. (2008): Perspectives of wolves in Central Europe. Proceedings from the conference held on 9th April 2008 in Malenovice, Beskydy Mts., Czech Republic. Hnutí Duha, Olomouc. 48 s.
- Lanszki J., Márkus M., Újváry D., Szabó Á., Szemethy L. (2012): Diet of wolves *Canis lupus* returning to Hungary. *Acta Theriologica* 57: 189 – 193.
- Laundré J. W., Herbáñez L., Ripple J. W. (2010): The landscape of fear: Ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal* 3: 1 – 7.
- Linnell J.D.C., Swenson J.E., Anderson R. (2001): Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* 4, 345 – 349.
- Lopez B. H. (2000): O vlkoch a ľudoch. Abies, Tulčík. 286 s.
- Mech L. D. (1970): The wolf: the ecology and behavior of an endangered species. Doubleday/Natural History Press, Garden City, N.Y. 384 s.
- Mech L. D. (1995): The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9 (2): 270 – 278.
- Mech L. D. (2012): Is science in danger of sanctifying the wolf? *Biological Conservation* 150: 143 – 149.
- Mech L. D. & Boitani L. (2003): Wolf social ecology. In: Wolves: behavior, ecology and conservation. Mech D. L. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 1 – 34.
- Mech L. D., Peterson R. O. (2003): Wolf-prey relations. In: Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation. Mech D. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 131 – 160.
- Mech L. D., Smith D. W. & Macnulty D. R. (2015): Wolves on the hunt: the behavior of wolves hunting wild prey. University of Chicago Press.
- Moskowitz D. (2013): Wolves in the land of salmon. Timber Press, Portland. 334 s.
- Murie A. (1944): The wolves of Mount McKinley. U.S. National Park Service Fauna Series No. 5. U.S. Government Printing Office, Washington, D. C. 238 s.
- Nilsen E. B., Milner-Gulland E. J., Schofield L., Mysterud A., Stenseth N. C. & Coulson T. (2007): Wolf reintroduction to Scotland: public attitudes and consequences for red deer management. *Proc. R. Soc. B* 274: 995 – 1002.
- NLC (2014): Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2014. Národné lesnícke centrum, Zvolen. 172 s.
- Nowak R. M. (2003): Wolf evolution and taxonomy. In: Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation. Mech D. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 239 – 258.
- Nowak S., Mysłajek R. W. & Jędrzejewska B. (2005): Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta theriologica* 50 (2): 263 – 276.
- Nowak S., Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Mysłajek R.W. & Jędrzejewska B. (2007): Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskidy Mountains (Poland). *J. Ethol.* 25: 231 – 237.
- Okarma H. (1991): Marrow fat content, sex and age of red deer killed by wolves in winter in the Carpathian Mountains. *Holarctic Ecology* 14 (3): 169 – 172.
- Okarma H. (1995): The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335 – 386.
- Okarma H. (1997): Der Wolf. Ökologie, Verhalten, Schutz. Parey Buchverlag, Berlin.

- Okarma H. (2014): Wilk. Wydawnictwo H₂O, Kraków, 304 s.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Snieżko S., Bunevich A. N., Jędrzejewska B. (1998): Home ranges of wolves in Białowieża primeval forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammalogy* 79: 842 – 852.
- Packard J. M. (2003): Wolf behavior: reproductive, social, and intelligent. *In: Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. Mech D. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 35 – 65.
- Parry E. (2006): A comparison of wolf diets in the Low Tatras and Western Tatras National Parks, Slovakia. Dissertation. Sparsholt College, Hampshire.
- Peterson R.O. & Ciucci P. (2003): The wolf as a carnivore. *In: Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. Mech D. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 104 – 130.
- Pilot M., Jędrzejewski W. J., Branicki W., Sidorovich V. E., Jędrzejewska B., Stachura K. & Funk S. M. (2006): Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology* 15: 4533 – 4553.
- Potočnik H., Krofel M., Skrbinšek T., Ražen N., Jelenčič M., Kljun F., Žele D., Vengušt G. & Kos I. (2013a): Spremljanje stanja populacije volka v Sloveniji (3); 1., 2. in 3. sezona – 2010/11, 2011/12 in 2012/13. Biotechnical Faculty of University of Ljubljana.
- Potočnik H., Pecl M., Krofel M., Ražen N., Kljun F. & Kos I. (2013b): Pack variation in feeding ecology in northern Dinaric wolves. *In: Wolf conservation in human dominated landscapes*. Book of abstracts. University of Ljubljana, Slovenia: 28.
- Promberger C., Ionescu O., Petre L., Roschak C., Surth P., Furpaß B., Todicesu L., Sandor A., Minca M., Stan T., Homm H., Predoiu G. & Scurtu M. (1997): Carpathian large carnivore project: annual report. Munich Wildlife Society, Ettal, Germany.
- Promberger-Fürpass B. & Sürth P. (2002): Wolves. *In: Carpathian Large Carnivore Project. Annual report*. Carpathian Large Carnivore Project, Zarnesti, Romania: 7 – 11.
- Randi E. (2011): Genetics and conservation of wolves (*Canis lupus*) in Europe. *Mammal Review* 41 (2): 99 – 111.
- Ražen N., Brugnoli A., Castagna C., Groff C., Kaczensky P., Kljun F., Knauer F., Kos I., Krofel M., Luštrik R., Majić A., Rauer G., Righetti D. & Potočnik H. (2015): Long-distance dispersal connects Dinaric-Balkan and Alpine grey wolf (*Canis lupus*) populations.. *Eur J Wildl Res*. DOI 10.1007/s10344-015-0971-z.
- Rigg R. (2008): Početnosť, odstrel a ochrana vlka dravého (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch – priveľa či málo? *Výskum a ochrana cicavcov* 8: 200 – 213.
- Rigg R. (2011): Zimný monitoring vlka dravého a rysa ostrovida. *Výročná správa*. Slovak Wildlife Society. 6 s.
- Rigg R. (2012): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra. *Výročná správa*. Slovak Wildlife Society. 19 s.
- Rigg R. (2013): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra v roku 2013. *Výročná správa*. Slovak Wildlife Society. 11 s.
- Rigg R. & Gorman M. (2004): Spring–autumn diet of wolves (*Canis lupus*) in Slovakia and a review of wolf prey selection. *Oecologia Montana* 13 (1 – 2): 30 –41.
- Rigg R. & Gorman M. (2006): Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. *Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII*: 81 – 89.
- Rigg R., Parry E. & Gorman M. L. (2006): Porovnanie potravy vlka dravého (*Canis lupus*) v liptovskej časti Nízkych a Západných Tatier. *Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok*. 4 s.
- Ripple W.J. & Beschta R.L. (2007): Restoring Yellowstone's aspen with wolves. *Biological Conservation* 138: 514 – 519.
- Ripple W. J. & Beschta R. L. (2012): Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145 (1): 205 – 213.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Theuerkauf J., Kowalczyk R., Okarma H. & Jędrzejewska B. (2008): Reproductive behaviour of wild-living wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland). *J Ethol* 26: 69 – 78.
- Sidorovich V. E., Stolyarov V. P., Vorobei N. N., Ivanova N. V. & Jędrzejewska B. (2007): Litter size, sex ratio, and age structure of gray wolves, *Canis lupus*, in relation to population fluctuations in northern Belarus. *Canadian Journal of Zoology* 85: 295 – 300.
- Śmietana W. (2005): Selectivity of wolf predation on red deer. *Acta Theriol.* 50 (2): 277 – 288.
- Śmietana W. & Klimek A. (1993): Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta theriologica* 38: 245 – 251.
- Śmietana W. & Wajda J. (1997): Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. *Acta theriologica* 42 (3): 241 – 252.
- Strnadová J. (2000): Predačný efekt vlka dravého na populáciu diviacej zveri a jeho význam v dynamike výskytu klasického moru ošipaných u diviakov na Slovensku. Diplomová práca. Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Bratislava. 65 s. + prílohy. (Depon. in: Univerzity Komenského, Bratislava).
- Stronen A.V., Jędrzejewska B., Pertoldi C., Demontis D. & Randi E. (2013): North-south differentiation and a region of high diversity in European wolves (*Canis lupus*). *PLoS ONE*, 8(10): e76454.
- Thalmann O., Shapiro B., Cui P., Schuenemann V. J., Sawyer S. K., Greenfield D. L., Germonpré M. B., Sablin M. V., López-Giráldez F., Domingo-Roura X., Napierala H., Uerpmann H.-P., Loponte D. M., Acosta A. A., Giemsch L., Schmitz R.W., Worthington B., Buikstra J. E., Druzhkova A., Graphodatsky A. S., Ovodov N. D., Wahlberg N., Freedman A. H., Schweizer R. M., Koepfli K.-P., Leonard J. A., Meyer M., Krause J., Pääbo S., Green R. E., Wayne R. K. (2013): Complete mitochondrial genomes of ancient canids suggest a European origin of domestic dogs. *Science* 342 (6160): 871 – 874.
- Valiére N., Fumagalli L., Gielly L., Miquel C., Lequette B., Poulle M.-L., Weber J.-M., Arletaz R. & Taberlet P. (2003): Long-distance wolf recolonization of France and Switzerland inferred from non-invasive genetic sampling over a period of 10 years. *Animal Conservation* 6: 83 – 92.
- Voskár J. (1993): Ekológia vlka obýčajného (*Canis lupus*) a jeho podiel na formovaní a stabilite karpatských ekosystémov na Slovensku. *Ochrana prírody* 12: 241 – 276.
- Wabbeken P., Sand H., Kojola I., Zimmermann B., Arnemo J. M., Pedersen H. C. & Liberg O. (2007): Multistage, long-range natal dispersal by a global positioning system collared Scandinavian wolf. *Journal of Wildlife Management* 71(5): 1631 – 1634.
- Wayne R. K. & Vilà C. (2003): Molecular genetic studies of wolves. *In: Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. Mech D. & Boitani L. eds. The University of Chicago Press, Chicago and London: 218 – 238.
- Zlatanova D., Ahmed A., Valaseva A. & Genov P. (2014): Adaptive diet strategy of the wolf (*Canis lupus* L.) in Europe: a review. *Acta Zoologica Bulgarica* 66 (4): 439 – 452.

2.3 Biológia a ekológia rysa ostrovida

- Andersen R., Karlsen J., Austmo L., Odden J., Linnell J. & Gaillard J.-M. (2007): Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 13: 467 – 474.
- Andrén H. & Liberg O. (2015): Large impact of Eurasian lynx predation on roe deer population dynamics. *PLoS ONE* 10: e0120570.
- Andrén H., Linnell J., Liberg O., Andersen R., Danell A., Karlsson J., Odden J., Moa P. F., Ahlqvist P., Kvam T., Franzén R. & Segerström P. (2006): Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131: 23 – 32.
- Bališ M. & Chudík I. (1976): Účasť rysa ostrovida (*Lynx lynx* L.) na stratách divožijúcich párnokopytníkov v Tatranskom národnom parku. *Zborník prác o Tatranskom národnom parku* 18: 66 – 79.
- Bang P. & Dahlstrøm P. (2001): Animal tracks and signs. Oxford University Press, Oxford.
- Basille M., Herfindal I., Santin-Janin H., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Høgda K.A & Gaillard J.-M. (2009): What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32: 683 – 691.
- Belotti E., Heurich M., Kreisinger J., Šustr P. & Bufka L. (2012): Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 235 – 246.

- Belotti E., Červený J., Sustr P., Kreisinger J., Gaibani G.M. & Bufka L. (2013): Foraging sites of Eurasian lynx *Lynx lynx*: relative importance of microhabitat and prey occurrence. *Wildl. Biol.* 19: 188.
- Belotti E., Kreisinger J., Romportl D., Heurich M. & Bufka L. (2014): Eurasian lynx hunting red deer: is there an influence of a winter enclosure system? *European Journal of Wildlife Research* 60: 441 – 457.
- Boutros D., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F., Ryser A., Molinari-Jobin A., Capt S., Güntert M. & Breitenmoser U. (2007): Characterisation of Eurasian lynx *Lynx lynx* den sites and kitten survival. *Wildlife Biology* 13: 417 – 429.
- Breitenmoser U. (1998): Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83: 279 – 289.
- Breitenmoser U. & Haller H. (1993): Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *Journal of Wildlife Management* 57: 135 – 144.
- Breitenmoser-Würsten C. & Obexer-Ruff G. (2015): Posudzovanie genetického zdravia rysa na Slovensku. In: *Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku*, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 72 – 76.
- Breitenmoser U., Kavczensky P., Dötter M., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Bernhart F. & Liberek M. (1993): Spatial-organization and recruitment of lynx (*Lynx-lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura mountains. *Journal of Zoology* 231: 449 – 464.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphygyi-Wallmann U. & Müller U. M. (2000): Action plan for the conservation of the Eurasian lynx in Europe (*Lynx lynx*). Council of Europe Nature and Environment Series 112: 1 – 69.
- Breitenmoser-Würsten C., Vandel J.-M., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (2007a): Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13: 381 – 392.
- Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F., Stahl P., Vandel J.-M., Molinari-Jobin A., Molinari P., Capt S. & Breitenmoser U. (2007b): Spatial and social stability of Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13: 365 – 380.
- Breitenmoser U., Ryser A., Molinari-Jobin A., Zimmermann, Fridolin Haller H., Molinari P. & Breitenmoser-Wuersten C. (2010): The changing impact of predation as a source of conflict between hunters and reintroduced lynx in Switzerland. In: *Biology and conservation of wild felids*. (eds Macdonald D.W. & Loveridge A. J.), pp. 493 – 506. Oxford University Press.
- Bunnfeld N., Linnell J. D. C., Odden J., Van Duijn M. A. J. & Andersen R. (2006): Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology* 270: 31 – 39.
- Ciberej J. (2002): Ako obhospodarovať rysa na Slovensku v zmysle Akčných plánov pre ochranu veľkých šeliem v Európe. *Hubertlov Bratislava* 6/2002: 6 – 8.
- Corradini A., Rizzardini G., Sin T., Popescu V., Pop I.-M., Chiriac S. & Gazzola A. (2015): Comparison of wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*) signs of presence in the Carpathian Mountains (Romania). 7th European Congress of Mammalogy, Stockholm University, Sweden.
- Červený J. & Okarma H. (2002): Caching prey in trees by Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 47(4): 505 – 508.
- Findo S. 2002: Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku 5: 43 – 55.
- Gaillard J.-M., Nilsen E. B., Odden J., Andrén H. & Linnell J. D. C. (2014): One size fits all: Eurasian lynx females share a common optimal litter size. *Journal of Animal Ecology* 83: 107 – 115.
- Gervasi V., Nilsen E. B., Odden J., Bouyer Y. & Linnell J. D. C. (2014): The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology* 292: 175 – 183.
- Hell P. & Slamečka J. (1996): Current status of the lynx (*Lynx lynx*) in Slovakia. In: *Lynx in the Czech and Slovak Republics*, Koubek P. & Červený J., Acta Sc. Nat. Brno 30 (3): 64 – 78.
- Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. (2004): Rys a divá mačka v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava, 161 s.
- Hell P., Bučko J., Slamečka J., Šebo M. & Garaj P. (2005): Ochrana a obhospodarovanie veľkých šeliem na Slovensku. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie, Levice 12.03.2005: 7 – 19.
- Helldin J. O., Liberg O. & Glöersen G. (2006): Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – frequency and population effects. *Journal of Zoology* 270: 657 – 663.
- Herfindal I., Linnell J. D. C., Odden J., Nilsen E. B. & Andersen R. (2005): Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265: 63 – 71.
- Hetherington D. A. & Gorman M. L. (2007): Using prey densities to estimate the potential size of reintroduced populations of Eurasian lynx. *Biological Conservation* 137: 34 – 44.
- Heurich M., Möst L., Schauburger G., Reulen H., Sustr P. & Hothorn T. (2012): Survival and causes of death of European roe deer before and after Eurasian lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research* 58: 567 – 578.
- Heurich M., Hilger A., Küchenhoff H., Andrén H., Bufka L., Krofel M., Mattisson J., Odden J., Persson J., Rauset G.R., Schmidt K. & Linnell J. D. C. (2014): Activity patterns of Eurasian lynx are modulated by light regime and individual traits over a wide latitudinal range. *PLoS ONE* 9: e114143.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D. C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J. V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J. C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majič A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbínšek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajce A., Tsingarska-Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanov D., Boitani L. (2014): Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated. *Science* 346: 1517 – 1519.
- Iľko T. (2015): Vyhodnotenie fenotypových charakteristik škvrnitosti karpatského poddruhu rysa ostrovida (*Lynx lynx carpathicus*) na Slovensku. Diplomová práca. Technická univerzita vo Zvolene.
- Jędrzejewska B. & Jędrzejewski W. (1998): Predation in vertebrate communities: the Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer, Heidelberg.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Miłkowski L., Jędrzejewska B. & Okarma H. (1993): Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 38: 385 – 403.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H. & Kowalczyk R. (2002): Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici* 39: 29 – 41.
- Jobin A., Molinari P. & Breitenmoser U. (2000): Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45: 243 – 252.
- Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). (2013a): Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine – in Europe. Part 1, summary reports. LCIE Report. 72 s.
- Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). (2013b): Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine – in Europe. Part 2, country reports. LCIE Report. 200 s.
- Kowalczyk R., Gorny M. & Schmidt K. (2015): Edge effect and influence of economic growth on Eurasian lynx mortality in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Mammal Research* 60, 3 – 8.
- Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T. & Breitenmoser U. (2004): Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711 – 723.

- Kramer-Schadt S., Revilla E. & Wiegand T. (2005): Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125: 169 – 182.
- Krofel M., Skrbínšek T., Kljun F., Potočník H. & Kos I. (2009): The killing technique of Eurasian lynx. *Belg. J. Zool.* 139 (1): 79 – 80.
- Krofel M., Kos I. & Jerina K. (2012): The noble cats and the big bad scavengers: effects of dominant scavengers on solitary predators. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 66: 1297 – 1304.
- Krofel M., Skrbínšek T. & Kos I. (2013a): Use of GPS location clusters analysis to study predation, feeding, and maternal behavior of the Eurasian lynx. *Ecological Research* 28: 103 – 116.
- Krofel M., Adamič M., Huber D., Jerina K., Kaczensky P., Kavčič I., Kljun F., Kos I., Potočník H., Rajkovič M. & Ražen N. (2013b): Interspecific interactions among large carnivores in Slovenia. In: *Wolf conservation in human dominated landscapes. Book of abstracts.* University of Ljubljana, Slovenia: 31.
- Kubala J., Apfelová M., Ilko T., Remeník L., Refkovský R., Rigg R., Schestág J., Smolko P., Tám B., Žiak J., Breitenmoser-Würsten C., Foresti D., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (2015): Abundancia a denzita rysa ostrovida v Štiavnických vrchoch a Veľkej Fatre. In: *Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku*, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 35 – 48.
- Kunc L. (1976): Poznámky z ekológie rysa ostrovida (*Lynx lynx* L.). *Poľovnícky zborník – Folia venatoria* 5 – 6: 334 – 343.
- Kunc L. (2010): Můj přítel rys. Z medvědích a vlčích brlohů. Vojtěch Smidek-Élysion, České Budejovice.
- Kusak J., Slijepčević V., Potočník H., Krofel M. & Huber D. (2013): Space use by wolves, lynx and cervids in Gorski kotar, Croatia. In: *Wolf conservation in human dominated landscapes. Book of abstracts.* University of Ljubljana, Slovenia: 30.
- Kutal M. & Suchomel J. (2014): Rys ostrovid, *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758). In: *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*. Kutal M. & Suchomel J. eds. Univerzita Palackého, Olomouc: 40 – 55.
- Kutal M., Bojda M. & Suchomel J. (2014): Využití fotopastí pro sledování populace rysa ostrovida v Moravskoslezských Beskydech a Javorníkách. In: Kutal M. & Suchomel J. (eds.), *Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku*, Univerzita Palackého, Olomouc: 113 – 119.
- Kutal M., Váňa M., Bojda M., Kutalová L. & Suchomel J. (2015): Fotomonitoring rysa ostrovida na česko-slovenskom pohraničí. In: *Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku*, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 53 – 57.
- Lelieveld G. (2013): Meta-analysis on the effect of competition between lynx and wolf on their diets. Wageningen University, Amsterdam. 19 s. + přílohy.
- Linnell J., Andersen R., Kvam T., Andrén H., Liberg O., Odden J. & Moa P. (2001): Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27: 869 – 879.
- Linnell J. D. C., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Odden J. & von Arx M. (2009): Recovery of Eurasian lynx in Europe: What part has reintroduction played? In: *Reintroduction of Top-Order Predators* (eds Hayward MW, Somers MJ), pp. 72–91. Blackwell Publishing, Oxford.
- Linnell J. D. C., Broseth H., Odden J. & Nilsen E.B. (2010): Sustainably harvesting a large carnivore? Development of Eurasian lynx populations in Norway during 160 years of shifting policy. *Environmental Management* 45: 1142 – 1154.
- Magg N., Müller J., Heibl C., Hackländer K., Wölfl S., Wölfl M., Bufka L., Červený J. & Heurich M. (2015): Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian-Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx* doi:10.1017/S0030605315000411.
- Mattisson J., Odden J. & Linnell J. D. C. (2014): A catch-22 conflict: Access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. *Biological Conservation* 179: 116 – 122.
- Mayer K., Belotti E., Bufka L., Heurich M. (2012): Dietary patterns of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bohemian Forest. *Saeugetierkundliche Informationen* 8: 447 – 453.
- Melis C., Nilsen E.B., Panzacchi M., Linnell J. D. C. & Odden J. (2013): Roe deer face competing risks between predators along a gradient in abundance. *Ecosphere* 4: 12.
- Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. (2002): Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8: 109 – 115.
- Müller J., Wölfl M., Wölfl S., Müller D. W. H., Hothorn T. & Heurich M. (2014): Protected areas shape the spatial distribution of a European lynx population more than 20 years after reintroduction. *Biological Conservation* 177: 210 – 217.
- Nilsen E. B., Linnell J. D. C., Odden J. & Andersen R. (2009): Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78: 741 – 751.
- Nilsen E. B., Linnell J. D. C., Odden J., Samelius G. & Andrén H. (2012): Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Acta Theriol.* 57: 217 – 223.
- NLC (2014): Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2014. Národné lesnícke centrum, Zvolen. 172 s.
- Norum J. K., Lone K., Linnell J. D. C., Odden J., Loe L. E. & Mysterud A. (2015): Landscape of risk to roe deer imposed by lynx and different human hunting tactics. *European Journal of Wildlife Research*, doi:10.1007/s10344-015-0959-8.
- Nowicki P. (1997): Food habit and diet of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *Journal of Wildlife Research* 2: 161 – 166.
- Odden J., Linnell J. D. C. & Andersen R. (2006): Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 54: 237 – 244.
- Odden J., Herfindal I., Linnell J. D. C. & Andersen R. (2008): Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *Journal of Wildlife Management* 72: 276 – 282.
- Odden J., Nilsen E. B. & Linnell J. D. C. (2013): Density of wild prey modulates lynx kill rates on free-ranging domestic sheep. *PLoS ONE* 8: e79261.
- Okarma H. & Schmidt K. (2013): Ryś. Wydawnictwo H₂O, Kraków, 143 s.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R. & Jędrzejewska B. (1997): Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 203 – 224.
- Pedersen V., Linnell J., Andersen R., Andrén H., Linden M. & Segerstrom P. (1999): Winter lynx *Lynx lynx* predation on semi-domestic reindeer *Rangifer tarandus* in northern Sweden. *Wildlife Biology* 5: 203 – 211.
- Pesenti E. & Zimmermann F. (2013): Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94 (1): 73 – 81.
- Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R. & Gulczyńska A. (2008): Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97 – 110.
- Podolski I., Belotti E., Bufka L., Reulen H. & Heurich M. (2013): Seasonal and daily activity patterns of free-living Eurasian lynx *Lynx lynx* in relation to availability of kills. *Wildlife Biology* 19: 69 – 77.
- Rigg R. (2011): Zimný monitoring vlka dravého a rysa ostrovida. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 6 s.
- Rigg R. (2012): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 19 s.
- Rigg R. (2013): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra v roku 2013. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 11 s.
- Rigg R. & Beřková S. (2015): Stopovanie zveri: praktická príručka do terénu. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 22 s.
- Rigg R. & Gorman M. (2006): Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 81 – 89.

- Rigg R. & Kubala J. eds. (2015): Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 99 s.
- Rigg R. & Ondruš S. (2008): Štruktúra a dynamika populácie kamzíka vrchovského tatranského (*Rupicapra rupicapra tatrica*) v Nízkych Tatrách. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII: 141 – 158.
- Rigg R. & Sillero C. (2010): Baseline survey of human-carnivore conflict. Fauna & Flora International, Cambridge, UK & Nacres, Tbilisi, Georgia. 54 s.
- Rigg R., Findo S., Wechselberger M., Gorman M., Sillero-Zubiri C., Macdonald D.W. (2011): Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. Oryx 45 (2): 272 – 280.
- Rodríguez-Varela R., García N., Nores C., Álvarez-Lao D., Barnett R., Arsuaga J. L. & Valdiosera C. (2015): Ancient DNA reveals past existence of Eurasian lynx in Spain. Journal of Zoology. doi: 10.1111/jzo.12289.
- Ryser-Degiorgis M.-P., Ryser A., Obexer-Ruf G., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Lang J. (2004): Emergence of congenital malformations in free-ranging lynx from Switzerland: first evidence of inbreeding depression? European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians (EAZWV) 5th scientific meeting, Ebeltoft, Germany. 307 – 311.
- Ryser-Degiorgis M.-P. (2009): Causes of mortality and diseases of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). In: *Iberian lynx* Ex situ conservation: an interdisciplinary approach (eds. Varga A., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U.), pp. 275 – 289. Fundacion Biodiversidad, Madrid.
- Ryser-Degiorgis M.-P., Pewsner M., Tām B., Kubala J. & Rigg R. (2015): Pitvy rysov na Slovensku: nálezy a závery. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 67 – 71.
- Samelius G., Andrén H., Liberg O., Linnell J. D. C., Odden J., Ahlqvist P., Segerström P. & Sköld K. (2012): Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx from Scandinavia. Journal of Zoology 286: 120 – 130.
- Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky, Breitenmoser U., Bufka L., Červený J., Koubek P., Huber T., Staniša C. & Trepl L. (2002): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology 39: 189 – 203.
- Schmidt K. (1998): Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. Acta Theriologica 43: 391 – 408.
- Schmidt K. (1999): Variation in daily activity of the free living Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest, Poland. Journal of Zoology 249: 417 – 425.
- Schmidt K. (2008): Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. Acta Theriologica 53: 1 – 16.
- Schmidt K., Jędrzejewski W. & Okarma H. (1997): Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. Acta Theriologica 42: 289 – 312.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Okarma H. & Kowalczyk R. (2009): Spatial interactions between grey wolves and Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest, Poland. Ecological Research 24: 207 – 214.
- Schmidt K., Ratkiewicz M. & Konopiński M. K. (2011): The importance of genetic variability and population differentiation in the Eurasian lynx *Lynx lynx* for conservation, in the context of habitat and climate change. Mammal Review 41: 112 – 124.
- Schmidt-Posthaus H., Breitenmoser-Würsten C., Posthaus H., Bacciarini L. & Breitenmoser U. (2002): Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. Journal of Wildlife Diseases 38: 84 – 92.
- Sindičić M., Polanc P., Gomercić T., Jelencić M., Huber Đ., Trontelj P. & Skrbineš T. (2013): Genetic data confirm critical status of the reintroduced Dinaric population of Eurasian lynx. Conservation Genetics 14 (5): 1009 – 1018.
- Stahl P., Vandel J., Herrenschmidt V. & Migot P. (2001): Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. Journal of Applied Ecology 38: 674 – 687.
- Stahl P., Vandel J. M., Ruetz S., Coat L., Coat Y. & Balestra L. (2002): Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. Journal of Applied Ecology 39: 204 – 216.
- Stehlik J. (1979): Znovuvysadení rysa ostrovida *Lynx lynx* L. v některých evropských zemích v letech 1970 – 1976. Pořovnícky zborník – Folia venatoria 9: 255 – 265.
- Stehlik J. (1983): Postnatální vývoj rysa ostrovida (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758). Pořovnícky zborník – Folia venatoria 13: 147 – 161.
- Sunde P., Kvam T., Moa P., Negard A. & Overskaug K. (2000): Space use by Eurasian lynxes *Lynx lynx* in central Norway. Acta Theriologica 45: 507 – 524.
- Thüler K. (2002): Spatial and temporal distribution of coat patterns of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in two reintroduced populations in Switzerland. Diploma Thesis. KORA Bericht Nr. 13.
- Vandel J.-M., Stahl P., Herrenschmidt V. & Marboutin E. (2006): Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. Biological Conservation 131: 370 – 385.
- von Arx M., Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (2004): Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA report 19: 1 – 330.
- von Arx M., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. (2009): Lessons from the reintroduction of the Eurasian lynx in Central and West Europe. In: *Iberian lynx* Ex situ conservation: an interdisciplinary approach (eds Vargas A., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U.), pp. 402 – 409. Fundacion Biodiversidad, Madrid.
- Weingarth K., Heibl C., Knauer F., Zimmermann F., Bufka L. & Heurich M. (2012): First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture – recapture techniques in a German national park. Animal Biodiversity and Conservation 35: 197 – 207.
- Werdelin L. & Olsson L. (1997): How the Leopard got its spots: a phylogenetic view of the evolution of felid coat patterns. Biological Journal of the Linnean Society 62: 383 – 400.
- Wikenros C., Liberg O., Sand H. & Andrén H. (2010): Competition between recolonizing wolves and resident lynx in Sweden. Canadian Journal of Zoology 88: 271 – 279.
- Wotschikowsky U. (1997): Wildtiermanagement - ein Fallbeispiel. Naturschutz und Entenjagd. Wild und Hund 13: 26 – 30.
- Zatroch Š. (2014): 33 rokov po stopách rysa. Roven, Rožňava.
- Zimmermann F. & Breitenmoser U. (2007): Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife Biology 3: 406 – 416.
- Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. (2007): Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. Oryx 41: 358 – 368.
- Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Molinari-Jobin A. & Breitenmoser U. (2013): Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. Integrative Zoology 8: 232 – 243.

2.4 Najzávažnejšie ochorenia veľkých šeliem

- Ciberej J., Kováč G., Lazar P., Rajský D., Trávníček M. & Zubrický P. (2001): Starostlivosť o zver a choroby zveri. PARPRESS: 204.
- Ciberej J., Rajský D., Garaj P., Kropil R., Gašparík J., Goldová M. & Oberhauserová K. (2013): III. Starostlivosť o zver a choroby zveri. Vydavateľstvo TU Zvolen: 114.
- Ciberej J., Karolová R., Kiš O. & Oberhauserová K. (2013): V. Poľovnícka kynológia. Vydavateľstvo TU Zvolen: 102.
- Goldová M., Ciberej J. & Rigg R. (2003): Medveď hnedý (*Ursus arctos*) a parazitárne zoonózy. Folia venatoria 33: 123 – 127.
- Goldová M., Štrkolcová G., Hurníková Z., Halán M., Ravaszová P., Počátková O., Valenčáková A. & Mojžišová J. (2013): Prevalence of endoparasites in brown bear (*Ursus arctos*) in the Slovak Republic. Book of abstracts 8th International symposium Fauna Salvaje, WAVES – Zamora. 31. oct. – 3. nov. 2013, Veterinary Faculty Leon, España: 132.

- Leśniewz K. & Perznowski K. (1989): The winter diet of wolves in Bieszczady Mountains. *Acta Theriologica* 34: 373 – 380.
- Ravasová P., Halánová M., Goldová M., Valenčáková A., Malčková B., Hurníková Z. & Halán M. (2012): Occurrence of *Cryptosporidium* spp. in red foxes and brown bear in the Slovak Republic. *Parasitology Research*. 110/1: 469 – 471.
- Mituch J. (1963): Príspevok k poznaniu helmintofauny vlka obyčajného euroázijského (*Canis lupus lupus* L.). *Československa parasitologie*, X: 119 – 123.
- Mituch J. (1974): K poznaniu helmintofauny rysa ostrovida (*Lynx lynx* L., 1758) na Slovensku. *Poľovnícky zborník Folia venatoria* 4: 137 – 149.
- Valenčáková A., Rawasová P., Počátková O., Hasajová A., Štrkolcová G., Hurníková Z., Goldová. & Mojišová J. (2013): Prevalence of *Cryptosporidium* spp. In brown bears (*Ursus arctos*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) in the Slovak Republic. Book of abstracts 8th International symposium Fauna Salvaje, WAVES – Zamora. 31. oct. – 3. nov. 2013, Veterinary Faculty Leon, España: 133.

3 Rozšírenie veľkých šeliem v Európe a na Slovensku

- Almasan H. (1988): Poľovné hospodárstvo v RSR. In: Hell, P. et al.: Poľovníctvo v štátoch RVHP. Príroda, Bratislava.
- Bibikov D. I. (1985): Volk. Izdatel'stvo Nauka, Moskva, 606 pp.
- Boitani L. (1995): Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf-human relationships. In: Carby L. N., Fritts S. H., Seip D. R. (eds.): Ecology and conservation of wolves in the changing world. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, 3 – 12.
- Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten C., (2008): Der Luchs. Ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen/Bern, 524 pp.
- Breitenmoser-Würsten C., Binns M., Johnson W., Breitenmoser U., Gaillard C., Obexer-Ruf, G. (2003): Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after the first translocations: *Mammalian Biology Sonderheft* 68: 1 – 15.
- Černecký J., Galvánková J., Považan R., Saxa A., Šefferová V., Lasák R. & Janák M. (2014): Správa o stave biotopov a druhov európskeho významu za obdobie rokov 2007 - 2012 v Slovenskej republike. Banská Bystrica . Štátna ochrana prírody Slovenskej Republiky. 1626 pp.
- Čop J. & Frkovič A. (1998): The re-introduction of the *Lynx* in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix* 10: 65 – 76.
- Dečak D., Frkovič A., Grubešić M., Huber D., Ivičik B., Kulic B., Sertić D. & Štahan Ž. (2005): Brown bear management plan for the Republic of Croatia. Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management, Department for Hunting, and Ministry of Culture, Department for Nature Protection, Zagreb, Croatia. 90 pp.
- Feriancová Z. (1955): Rozšírenie niektorých vzácných druhov cicavcov na Slovensku. *Práce II sekcie SAV, séria biologická* 1(3): 17 – 19.
- Finďo S., Skuban M. & Koreň M. (2007): Brown bear corridors in Slovakia. Identification of critical segments of the main road transportation corridors with wildlife habitats. *Carpathian Wildlife Society*. 68 pp.
- Genov P. & Gančev R. (1987): Der Braunbär (*Ursus arctos* L., 1758) in Bulgarien – Verbreitung, Anzahl, Schäden. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften* 33: 145 – 153.
- Hartl G. B. & Hell P. (1994): Maintenance of high levels of allelic variation in spite of a severe bottleneck in population size: the brown bear (*Ursus arctos*) in the Western Carpathians. *Biodiversity and Conservation* 3 (6): 546 – 554.
- Hell P. & Slamečka J. (1999): Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava: PaRPRESS , 148 pp.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbínšek T., Stojanov A., Swenson J. E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanova D., Boitani L. (2014): Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated. *Science* 346: 1517 – 1519 + 50pp supp. inf.
- Jamnický J. (1987): Formy komunikácie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.). *Folia venatoria* 17: 151 – 167.
- Janik M. (1997): Biogeography, demography and management of *Ursus arctos* in the Western Carpathians. *International Conference on Bear Research and Management* 9 (2): 125 – 128.
- Kassa M. (1998): Analýza lovu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. *Chránené územia Slovenska* 38: 20 – 22.
- Kratochvíl J. (1968): Survey of the distribution of populations of the genus *Lynx* in Europe. *Acta Scientiarum Naturalium Brno* 2 (4): 3 – 12.
- Maanen E. van Predoiu G., Klaver R., Soule M., Popa M., Ionescu O., Jurj R., Negus S., Ionescu G. & Altenburg W. (2006): Safeguarding the Romanian Carpathian ecological network. A vision for large carnivores and biodiversity in Eastern Europe. A & W ecological consultants, Veenwouden and ICAS Wildlife Unit, Braşov. 158 pp.
- Matjushkin E. N. (1978): Der Luchs. Die Neue Brehm Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutterstadt, 160 pp.
- Matyushkin E. N. & Vaisfeld M. A. (eds.) (2003). The lynx. Regional features of ecology, use and protection. Nauka, Moskva, 523 pp.
- Mech L. D. Boitani L. (2003): Wolves: behaviour, ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London, 396 pp.
- Mendelsohn H. (1982): Wolves in Israel. In: Wolves in the world. Harrington F.H., Paquet, P.C. (eds.): Noyes Publications, Park Ridge, NJ, 173 – 195.
- Nowak , R. M. (2003): Wolf evolution and taxonomy. In Wolves, Behavior, Ecology, and Conservation , L. D. Mech & L. Boitani (eds.), pp. 239 – 258. Chicago, University of Chicago Press.
- Nowak R. (1992): Wolves: the great travellers of evolution. *International Wolf* 2 (4): 3 – 7.
- Okarma H. & Szmidt K. (2013): Ryś. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka, Tom 1. Wydawnictwo H₂O, Zielonki, 143 pp.
- Okarma H. (2015): Wilk. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka, Tom 2. Wydawnictwo H₂O, Zielonki, 304 pp.
- Paszlavsky J. (1918): Classis Mammalia. Fauna regni Hungariae, Mammalia. Regia Societas Scientia Naturalium Hungarica, Budapest, 43 pp.
- Pilot M., Dąbrowski M. J., Hayrapetyan V., Yavruyan E.G., Kopaliani N., Tsingarska E., Bujalska B., Kamiński S. & Bogdanowicz W. (2014): Genetic variability of the grey wolf *Canis lupus* in the Caucasus in comparison with Europe and the Middle East: Distinct or intermediary population? *PLoS ONE* 9(4): e93828.
- Randi E., Lucchini V., Christensen M. F., Mucci N., Funk S.M., et al. (2000): Mitochondrial DNA analysis in Italian and East European wolves: detecting the consequences of small population size and hybridization. *Conservation Biology* 14: 464 – 473.
- Rigg R. & Adamec M. (2007): Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 128 pp.
- Sabadoš K. & Šimiak M. (1981): Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) na Slovensku. *Folia venatoria* 10 – 11: 15 – 34.
- Salvatori V. & Linnell J. (2005): Report on the conservation status and threats for wolf (*Canis lupus*) in Europe. Council of Europe T-PVS/Inf (2005) 16:1 – 24.
- Štollmann A. (1963): Príspevok k poznaniu rysa ostrovida, *Lynx lynx*, v československých Karpatoch. *Zoologické listy* 12: 301 – 316.
- Tobiáš J. (1933): Medvede v oblasti Turca. *Lovce* 6: 4 – 8.
- Turček F. (1949): O súčasnom stave veľkých mäsožravcov na Slovensku. *Poľovnícky obzor* 4 (11): 162 – 164.
- Žuffa A. (1932): Poľovná zver v Tatrách. *Lovce* 21: 1 – 2.

4.1 Metódy monitorovania veľkých šeliem

- Alexander S. M., Paquet P. C., Logan T. B. & Saher D. J. (2005): Snow-tracking versus radiotelemetry for predicting wolf-environment relationships in the Rocky Mountains of Canada. *Wildlife Society Bulletin* 33 (4): 1216 – 1224.

- Antal V., Boroš M., Čertíková M., Ciberej J., Dóczy J., Findo S., Kaštier P., Kropil R., Lukáč J., Molnár L., Paule L., Rigg R., Rybanič R. & Šramka Š. (2015): Program starostlivosti o vlka dravého (*Canis lupus*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica. Finálna verzia. 72 s. + prílohy.
- Ballard W. B., McNay M. E., Gardner C. L. & Reed D. J. (1995): Use of line-intercept track sampling for estimating wolf densities. In: Ecology and conservation of wolves in a changing world. Carbyn L. N., Fritts S. H. & Seip D. R. eds. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, Alberta, Canada: 469 – 480.
- Balme G. A., Hunter L. T. B. & Slotow R. (2007): Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *Journal of Wildlife Management* 73 (3): 433 – 441.
- Becker E. F., Spindler M. A. & Osborne Y. O. (1998): A population estimator based on network sampling of tracks in the snow. *Journal of Wildlife Management* 62: 968 – 977.
- Beyer D. E., Roell B. J. & Lonsway D. H. (2004): Survey of the gray wolf population in Michigan's Upper Peninsula. Michigan Department of Natural Resources, Marquette, Michigan, USA.
- Bischof R., Brøseth H. & Gimenez O. (2015): Wildlife in a politically divided world: insularism inflates estimates of brown bear abundance. *Conservation Letters* DOI: 10.1111/conl.12183.
- Blanco J. C. & Cortéz Y. (2012): Surveying wolves without snow: a critical review of the methods used in Spain. *Hystrix* 23 (1): 35 – 48.
- Boitani L., Ciucci P. & Mortelliti A. (2012): Designing carnivore surveys. In: Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques. Boitani L. & Powell R. A. Oxford University Press, Oxford: 8 – 30.
- Breitenmoser-Würsten C. & Obexer-Ruff G. (2015): Posudzovanie genetického zdravia rysa na Slovensku. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 72 – 76.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., von Arx M., Zimmermann F., Ryser A., Angst C., Molinari-Jobin A., Molinari P., Linnell J., Siegenthaler A. & Weber J.-M. (2006): Guidelines for the monitoring of lynx. KORA Bericht Nr. 33 e.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Foresti D. & Zimmermann F. (2015): Stratifikovaný monitoring rysa v Európe a Švajčiarsku In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 16 – 26.
- Crete M. & Messier F. (1987): Evaluation of indices of gray wolf, *Canis lupus*, density in hardwood-conifer forests of southwestern Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 101: 147 – 152.
- De Barba M., Waits P.L., Genovesi P., Randi E., Chirichella R. & Cetto E. (2010): Comparing opportunistic and systematic sampling methods for non-invasive genetic monitoring of a small translocated brown bear population. *The Journal of Applied Ecology* 47: 172 – 181.
- Fuller T. K. & Sampson B. A. (1988): Evaluation of a simulated howling survey for wolves. *Journal of Wildlife Management* 52 (1): 60 – 63.
- Gese E. M. (2001): Monitoring of terrestrial carnivore populations. In: *Carnivore Conservation*. Gittleman J. L., Funk S. M., MacDonald D. W. & Wayne R. K. eds. Cambridge University Press and The Zoological Society of London: 372 – 396.
- Gese E. M., Cooley H. S. & Knowlton F. F. (2012): Designing a monitoring plan. In: Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques. Boitani L. & Powell R. A. Oxford University Press, Oxford: 353 – 361.
- Gibbs J. P. (2000): Monitoring populations. In: Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Boitani L. & Fuller T. K. eds. Columbia University Press, New York: 213 – 252.
- Hausknecht R., Gula R., Pirga B. & Kuehn R. (2007): Urine – a source for non-invasive genetic monitoring in wildlife. *Molecular Ecology Notes* 7: 208 – 212.
- Hell P. & Sabadoš K. (1995): Niektoré parametre západokarpatskej populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v roku 1992. *Folia venatoria* 25: 97 – 104.
- Heinemeyer K. S., Ulizio T. J. & Harrison R. L. (2008): Natural sign: tracks and scats. In: Noninvasive survey methods for carnivores. Long R. A., MacKay P., Zielinski W. J. & Ray J. C. Island Press, Washington: 45 – 73.
- Holbová M. (2013): Genetická diverzita a odhad veľkosti populácie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) vo Východných Karpatoch. Technická univerzita vo Zvolene, dizertačná práca, 128 pp.
- Karanth K.U. (1995): Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333 – 338.
- Karanth K. U., Funston P. & Sanderson E. (2010): Many ways of skinning a cat: tools and techniques for studying wild felids. In: Macdonald D.W. & Loveridge A. eds. Biology and conservation of wild felids, Oxford University Press, UK: 197 – 216.
- Kelly M. J., Betsch J., Wulsch C., Mesa B. & Mills L. S. (2012): Noninvasive sampling for carnivores. In: Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques. Boitani L. & Powell R. A. Oxford University Press, Oxford: 47 – 69.
- Kohn M. H., York E. C., Kamradt D. A., Haught G., Sauvajot R. M. & Wayne R. K. (1999): Estimating population size by genotyping faeces. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 266: 657 – 663.
- Kubala J., Apfelová M., Il'ko T., Remeník L., Refkovský R., Rigg R., Schestág J., Smolko P., Tám B., Žiak J., Breitenmoser-Würsten C., Foresti D., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (2015): Abundancia a denzita rysa ostrovida v štiavnických vrchoch a Veľkej Fatre. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 35 – 48.
- Kunkel K., Mack C. M. & Melquist W. E. (2005): An assessment of current methods for surveying and monitoring wolves. Nez Perce Tribe, Lapwai, Idaho. 58+16 s.
- Linnell J. D. C., Fiske P., Herfindal I., Odden J., Brøseth H. & Andersen R. (2007a): An evaluation of structured snow-tracking surveys to monitor Eurasian lynx *Lynx lynx* populations. *Wildlife Biology* 13: 456 – 466.
- Linnell J. D. C., Odden J., Andrén H., Liberg O., Andersen R., Moa P., Kvam T., Brøseth H., Segerström P., Ahlqvist P., Schmidt K., Jędrzejewski W. & Okarma H. (2007b): Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology* 13: 447 – 455.
- Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. (2008a): Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Final draft. 78 s.
- Linnell J. D. C., Swenson J. E., Landa A. & Kvam T. (2008b): Methods for monitoring European large carnivores – A worldwide review of relevant experience. NINA Oppdragsmelding 549. 38 s.
- Long R. A., MacKay P., Zielinski W. J. & Ray J. C. (2008): Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington. 385 s.
- Lucchini V., Fabbri E., Marucco F., Ricci S., Boitani L. & Randi E. (2002): Noninvasive molecular tracking of colonizing wolf (*Canis lupus*) packs in the western Italian Alps. *Molecular Ecology* 11: 857 – 868.
- McCarthy K. P., Fuller T. K., Ming M., McCarthy T. M., Waits L. & Jumabaev K. (2008): Assessing estimators of snow leopard abundance. *Journal of Wildlife Management* 72(8): 1826 – 1833.
- McDaniel G. W., McKelvey K. S., Squires J. R. & Ruggiero L. F. (2000): Efficacy of lures and hair snares to detect lynx. *Wildlife Society Bulletin* 20 (1): 119 – 123.
- McKelvey K. S., Von Kienast J., Aubry K. B., Koehler G. M., Maletzke B. T., Squires J. R., Lindquist E. L., Loch S. & Schwartz M. K. (2006): DNA analysis of hair and scat collected along snow tracks to document the presence of Canada Lynx. *Wildlife Society Bulletin* 34 (2): 451 – 455.
- McNay R. S., MacDonald F. & Giguere L. (2009): The relative abundance and spatial distribution of wolves in north-central British Columbia. Wildlife Infometrics Inc. Report No. 317. Wildlife Infometrics Inc., Mackenzie, British Columbia, Canada. 13 s.
- Mertl-Millhollen A. S., Goodman P. A. & Klinghammer E. (1984): Wolf scent marking with raised-leg urination. *Zoo Biology* 5 (1): 7 – 20.
- Nikolaeva K. ed. (2004): A monitoring program for the Amur tiger seventh year report: 2003 – 2004. Wildlife Conservation Society, Russia. 56 s.
- Nowak S. & Mystajek R. (2000): Tropem wilka. Stowarzyszenie dla Natury "Wilk", Godziszka. 97 s.
- Nowak S., Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Mystajek R.W. & Jędrzejewska B. (2007): Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża

- Primeval Forest and the Western Beskid Mountains (Poland). *Ethology* 25: 231 – 237.
- Pepich P., (2014): Contribution to the Conservation and Management of Natural Heritage in Strážovské vrchy Mts. Žilinská univerzita v Žiline, dizertačná práca, 132 str.
- Pepich P., Krajmerová D. & Saniga M. (2014): Using non invasive DNA sampling to estimate abundance and some genetic properties of the brown bear (*Ursus arctos*) in the Western Carpathians. *Folia oecologica* 41(2):184 – 194.
- Polák P. & Saxa A. (eds.) (2005): Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. ŠOP SR, Banská Bystrica, 736 s.
- Pollok K. H., Nichols J. D. & Karanath K. U. (2012): Estimating demographic parameters. In: *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Boitani L. & Powell R. A. Oxford University Press, Oxford: 169 – 187.
- Reinhardt I., Kluth G., Nowak S. & Mysłajek R.W. (2015): Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 43 s.
- Resource Inventory Committee (1998): Inventory methods for wolf and cougar. Standards for components of British Columbia's biodiversity No. 34. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Resource Inventory Branch for the Terrestrial Ecosystems Task Force, Resource Information Standards Committee, Vancouver. 57 s.
- Rigg R. (2009): Non-invasive monitoring of wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*) in the Tatra Mountains of northern Slovakia. "White Wilderness" project rationale. Unpublished report. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 28 s.
- Rigg R. (2011): Zimný monitoring vlka dravého a rysa ostrovida. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 6 s.
- Rigg R. (2012): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP- u a NP Veľká Fatra. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 19 s.
- Rigg R. (2013): Výskum vlka dravého (*Canis lupus*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v území NP Nízke Tatry, TANAP-u a NP Veľká Fatra v roku 2013. Výročná správa. Slovak Wildlife Society. 11 s.
- Rigg R. & Beľková S. (2015): Stopovanie zveri: praktická príručka do terénu. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 32 s.
- Rigg R. & Gorman M. (2004): Spring–autumn diet of wolves (*Canis lupus*) in Slovakia and a review of wolf prey selection. *Oecologia Montana* 13(1 – 2): 30 – 41.
- Rigg R. & Gorman M. (2006): Potrava medveďa hnedého (*Ursus arctos*): nové výsledky z Tatranskej oblasti a porovnanie metód výskumu. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku 7: 61 – 79.
- Rigg R. & Kubala J. eds. (2015): Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 99 s.
- Rigg R., Findo S., Wechsberger M., Gorman M., Sillero-Zubiri C. & Macdonald D. W. (2011). Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. *Oryx* 45 (2): 272 – 280.
- Rigg R., Skrbinšek T. & Linnell J. (2014): Engaging hunters and other stakeholders in a pilot study of wolves in Slovakia using non-invasive genetic sampling. Report to DG Environment, European Commission, Bruxelles. Contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B. 34 s.
- Royle J. A., Chandler R. B., Sollmann R. & Gardner B. (2014): Spatial capture-recapture. Academic Press, Waltham, MA. 577 s.
- Ryser-Degiorgis M.-P. (2015): Prieskum zdravotného stavu eurázijského rysa: problematika a definície, príklad zo Švajčiarska a odporúčania pre Slovensko. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 62 – 66.
- Ryser-Degiorgis M.-P., Pewsner M., Tām B., Kubala J. & Rigg R. (2015): Pitvy rysov na Slovensku: nálezy a závery. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 67 – 71.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Theuerkauf J., Kowalczyk R., Okarma H. & Jędrzejewska B. (2008): Reproductive behaviour of wild-living wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* 26 (1): 69 – 78.
- Smallwood K. S. & Schonewald C. (1998): Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 113: 474 – 491.
- Squires J. R., McKelvey K. S. & Ruggiero L. F. (2004): A snow-tracking protocol used to delineate local lynx, *Lynx canadensis*, distributions. *Canadian Field-Naturalist* 118: 583 – 589.
- Stander P.E. (1998). Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology* 35: 378 – 385.
- Stephens P. A., Zaumyslova O.Yu., Miquelle D. G., Myslenskoy A. I. & Hayward G. D. (2006): Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshev-Perelshin formula. *Animal Conservation* 9: 339 – 348.
- Straka M., Paule L., Findo S. & Štofík J. 2009: Využitie vzoriek trusu a srsti pri štúdiu populácií medveďa hnedého. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen* 51 (Suppl. 1): 19 – 29.
- Štofík J. (2013): Ekológia a etológia medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v pohorí Bukovských lesov. Ústav ekológie lesa SAV, Zvolen, dizertačná práca, 135 str.
- Ulizio T. J., Squires J. R., Pletscher D. H., Schwartz M. K., Claar J. J. & Ruggiero L. F. (2006): The efficacy of obtaining genetic-based identifications from putative wolverine snow tracks. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1326 – 1332.
- Weingarth K., Heibl C., Knauer F., Zimmermann F., Bufka L. & Heurich M. (2012): First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 197 – 207.
- Wilson G. J. & Delahay R. J. (2001): A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28 (2): 151 – 164.
- Wydeven A., Sabor A. A., Schultz R. N., Megown R. A., Boles S. R. & Wiedenhoef J. E. (2004): Guidelines for carnivore tracking during winter in Wisconsin. Online: http://dnr.wi.gov/org/land/er/mammals/volunteer/pdfs/tracking_guidelines.pdf
- Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Molinari-Jobin A. & Breitenmoser U. (2013): Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. *Integrative Zoology* 8: 232 – 243.

4.3 Odhad početnosti populácie medveďa hnedého na základe genetických analýz

- Bellemain E. & Taberlet P. (2004): Improved noninvasive genotyping method: application to brown bear (*Ursus arctos*) faeces. *Molecular Ecology Notes* 4: 519 – 522.
- Bellemain E., Swenson J. E., Tallmon D. A., Brunberg S., Taberlet P. (2004): Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: comparing four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19: 150 – 161.
- Burnham K. P. & Anderson D. R. (2002): Model Selection and Multimodel Inference. New York.
- Doyle J. J. & Doyle J. L. (1987): A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin* 19: 11 – 15.
- Graban J., Kisková J., Pepich P. & Rigg R. (2013): Genetic analysis for geographic isolation comparison of brown bears living in the periphery of the Western Carpathians Mountains with bears living in other areas. *Open Journal of Genetics* 3 (3): 174 – 182.
- Huggins R. M. (1989): On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76: 133 – 140.
- Jamnický J. (1993): Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. *Folia venatoria* 23: 221 – 229.
- Miller C., Joyce P. & Waits L. P. (2002): Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. *Genetics* 160: 357 – 366.
- Miquel C., Bellemain E., Poillot J. et al., (2006a): Quality indexes to assess the reliability of genotypes in studies using noninvasive sampling and multiple-tube approach. *Molecular Ecology Notes* 6: 985 – 988.
- Oliveira C. G., Martinez R. A. & Gaiotto F. A. (2007): DNA extraction from bristles and quills of *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae) using a novel protocol. *Genetic and Molecular Research* 6: 657 – 666.

- Paetkau D., Strobeck C. (1994): Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Molecular Ecology* 3: 489 – 495.
- Paetkau D., Calvert W., Stirling I., Strobeck C. (1995): Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Molecular Ecology* 4: 347 – 354.
- Paule L., Krajmerová D., Urban P. & Adamec M. (2006): Contribution to genetic diversity of brown bear (*Ursus arctos* L.) from the western Carpathians. Pp. 115 – 121. In: Adamec M. & Urban P. (eds.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen v 10. 2005). Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, 248 pp.
- Pepich P., Krajmerová D., Saniga M. (2014): Using of noninvasive DNA sampling to estimate abundance and some genetic properties of the brown bear (*Ursus arctos*) in the Western Carpathians. *Folia oecologica* 41 (2): 184 – 194.
- Pradel R. (1996): Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52: 703 – 709.
- Skrbinšek T., Jelenčič M., Waits L., Kos I. & Trontelj P. (2010): Highly efficient multiplex PCR of noninvasive DNA does not require pre-amplification. *Molecular Ecology Notes* 10 (3): 495 – 501.
- Skrbinšek T., Jelenčič M., Waits L. P., Potočník H., Kos I. & Trontelj P. (2012): Using a reference population yardstick to calibrate and compare genetic diversity reported in different studies: an example from the brown bear. *Heredity* 109: 299 – 305.
- Skrbinšek T., Jelenčič M., Waits L. P., Kos I., Jerina K. & Trontelj P. (2012): Monitoring the effective population size of a brown bear (*Ursus arctos*) population using new single-sample approaches. *Molecular Ecology* 21(4): 862 – 875.
- Solberg K. H., Bellemain E., Drageset O. M., Taberlet P., Swenson J. E. (2006): An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological Conservation* 128: 158 – 168.
- Straka M., Paule L., Ionescu O., Adamec M. & Štofík J. (2012): Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservation Genetics* 13(1): 153 – 164.
- Straka M., Paule L., Findo S. & Štofík J. (2009): Využitie vzoriek trusu a srsti pri štúdiu populácií medveďa hnedého. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen* 51 (Suppl. 1): 19 – 29.
- Straka M., Paule L., Štofík J., Ionescu O. & Adamec M. (2011): Genetic differentiation of Carpathian brown bear (*Ursus arctos*) populations reflects the human caused isolation. *Beiträge für Wild- und Jagdforschung* 36: 77 – 86.
- Taberlet P., Camarra J. J., Griffin S. *et al.*, (1997): Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology* 6: 869 – 876.
- Team R. D. C. (2010): A language and environment for statistical computing.
- Waits L. P., Luikart G. & Taberlet P. (2001): Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: Cautions and guidelines. *Molecular Ecology* 10: 249 – 256.
- White G. C. & Burnham K. P. (1999): Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120 – 138.

4.4 Priestorová aktivita, domovské okrsky veľkých šeliem na základe telemetrického monitoringu

- Baláž E. (2002): Ekológia medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) v Západných Tatrách a na Poľane. Diplomová práca. Technická univerzita vo Zvolene. 55.
- Burt W. H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24, 241 – 246.
- Červený J., Bartošová D., Anděra M. & Koubek P. (2004): Současné rozšíření medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v České republice. *Lynx (Praha)*, n. s. 35. 19 – 26.
- Dahle B. & Swenson J. E. (2003a): Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *J. Zool.* 260: 329 – 335.
- Hell P. & Slamečka J. (1999): Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava. 150.
- Huber D. & Roth H. U. (1986): Home ranges and movements of brown bears in Plitvice Lakes National Park, Yugoslavia. *International Conf. Bear Res. and Manage.* 6: 93 – 97.
- Huber D. & Roth H. U. (1993): Movements of European brown bears in Croatia. *Acta Theriologica* 38 (2): 151 – 159.
- Huber D. & Roth H. U. (1993): Movements of European brown bears in Croatia. *Acta Theriologica* 38 (2): 151 – 159.
- Huber D., Jakšić Z., Frković A., Štahan Ž., Kusak J., Majnarić D., Grubešić M., Kulić B., Sindičić M., Majić Skrbineš A., Lay V., Ljuština M., Zec D., Laginja R. & Francetić (2008): Brown Bear Management Plan for Republic of Croatia. Ministry of Regional Development, Forestry and Water Management, Directorate for Hunting, Ministry of Culture, Directorate for the Protection of Nature, Zagreb.
- Kaczensky P., Knauer F., Krze B., Jonožovic M., Adamic M. & Gossow H. (2003): The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111. 191 – 204.
- Kanellopoulos N., Mertzanis G., Korakis G., Panagiotopoulou M. (2006): Selective habitat use by brown bear (*Ursus arctos* L.) in northern Pindos, Greece. *J. Biol. Res.* 5: 23 – 33.
- Kenward R. E. (1977): Predation on released pheasants (*Fasianus colchicus*) by goshawks (*Accipiter gentilis*) in central Sweden. *Swedish Game Research* 10, 79 – 112.
- Krofel M., Filacorda S. & Jerina K. (2010): Mating related movements of male brown bears on the periphery of an expanding population. *Ursus* 21 (1): 23 – 29.
- Kropil R. (2001): Lesnícka zoológia, návody na cvičenia. Technická univerzita vo Zvolene.
- Kropil R. & Hell P. (2005): Definovanie priaznivého stavu populácií veľkých šeliem na Slovensku. In: Ochrana a obhospodarovanie šeliem na Slovensku: 10 rokov Levických poľovníckych dní. Nitra, Výskumný ústav živočíšnej výroby: 55 – 62.
- Kropil R., Smolko P., Kubala J. & Klinga P. (2015): Komplexná štúdia o etológii medvedej populácie na Slovensku. ŠOP SR, Banská Bystrica.
- Lenko P. (2014): Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. *OZ Les, Tatranská Štrba*. 91.
- Lenko P. (2014): Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. *OZ Les, Tatranská Štrba*. 91.
- Pop M. I., Sallay A., Bereczky L. & Chiriac S. (2012): Land use and behavioral patterns of brown bears in the South-Eastern Romanian Carpathian Mountains: A case study of relocated and rehabilitated individuals. *Landscape, Environment, European Identity*, 4 – 6 November 2011, Bucharest. *Procedia Environmental Sciences* 14. 111 – 122.
- Preatoni D., Mustoni A., Martinoli A., Caralini E., Chiarenzi B., Chiozzini S., Van Donger S., Wauters L. A. & Tosi G. (2005): Conservation of brown bear in the Alps: space use and settlement behavior of reintroduced bears. *Acta Oecologia* 28: 189 – 197.
- Roth H. U. (1983): Home ranges and movement patterns of European brown bears as revealed by radio-tracking. *Acta zool. Fennica* 174: 143 – 144.
- Sabadoš K. & Šimák M. (1981): Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) na Slovensku. *Folia Venatoria* (10 – 11): 15 – 33.
- Støen O. G., Zedrosser A., Saebø S. & Swenson J. E. (2006): Inversely density - dependent dispersal in brown bears (*Ursus arctos*). *Oecologia* 148: 356 – 364.
- Straka M., Paule L., Ionescu O., Štofík J. & Adamec M. (2012): Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservat. Genet.* 13. 153 – 164.
- Swenson J. E., Dahle B., Gerstl N. & Zedrosser A. (2000): Action plan for conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and environment 114. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Štofík J., Bučko J., Gič M. & Saniga M. (2014): Time and spatial trends in the brown bear *Ursus arctos* population in Slovakia (1900 – 2010). *Folia Oecologica* 40 (1): 117 – 129.

4.5 Skúsenosti z odchyty a imobilizácie medveďa hnedého

- Janík M.: Súčasný rozšírenie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Československu. *Folia venatoria* 16: 331 – 352

5.2.1 Sučasný manažment veľkých šeliem v Európe

- Álvares F. (2013): Wolf – Portugal. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Andrén H. (2013): Lynx – Sweden. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Anonymous (2005a): Management and action plan for the bear population in Romania. Ministry of Forestry, Agriculture and Rural Development & Ministry of Environment and Water Management, 84 p.
- Anonymous (2005b): The Brown Bear Management Plan for The Republic of Croatia. Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management, Department for Hunting & Ministry of Culture, Department for Nature Protection, 90 p.
- Anonymous (2006): Management plan for the wolf population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry.
- Anonymous (2007): Management plan for the lynx population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry.
- Anonymous (2007): The brown bear conservation and management in Slovenia. Ministry of the Environment and Spatial Planning of Slovenia, 15 p.
- Anonymous (2008): Action plan for the Brown Bear in Bulgaria. Ministry of Environment and Waters, 86 p.
- Anonymous (2014): IPA Cross-Border Cooperation Programme Croatia – Bosnia and Herzegovina – Montenegro 2014 – 2020 STRATEGIC ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY Zagreb, October 2014.
- Balčiauskas L. (2008): Wolf numbers and distribution in Lithuania and problems of species conservation. *Ann. Zool. Fennici* 45: 329 – 334.
- Balčiauskas L., Kazlauskas M. & Randveer T. (2010): Lynx acceptance in Poland, Lithuania, and Estonia. *Estonian Journal of Ecology* 59: 52 – 61.
- Belotti E., Červený J., Šustr P., Kreisinger J., Gaibani G. & Bufka L. (2013): Foraging sites of Eurasian lynx *Lynx lynx*: relative importance of microhabitat and prey occurrence. *Wildlife Biology* 19: 188 – 201.
- Blanco J. C. & Cortés Y. (2012): Surveying wolves without snow: a critical review of the methods used in Spain. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23: 35 – 48.
- Blanco J.C. (2013): Wolf – Spain. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Boitani L., Ciucci P., Corsi F. & Dupre E. (1999): Potential range and corridors for brown bears in the Eastern Alps, Italy. *Ursus* 11: 123 – 130.
- Boitani L. & Marucc F. (2013): Wolf – Italy. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Boitani L., Ciucci P., Sammarone L. & Sulli C. (2005): The challenge of saving *Ursus arctos marsicanus*, the Abruzzo brown bear. Abstract from 16th IBA Conference, Riva del Garda, Trentino, Italy: 3.
- Boitani, L., Ciucci P. & Raganella-Pelliccioni E. (2010): Ex-post compensation payments for wolf predation on livestock in Italy: a tool for conservation? *Wildlife Research* 37: 722 – 730
- Bufka L. (2013): Lynx – Czech Republic. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Ciucci P. & Boitani L. (1998): Wolf and dog depredation on livestock in central Italy. *Wildlife Society Bulletin* 26: 504 – 514.
- Ciucci P., Boitani L. & Groff C. (2013): Bear – Italy. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Ciucci, P. & Boitani L. (2008): The Apennine brown bear: A critical review of its status and conservation problems. *Ursus* 19 (2): 130 – 145.
- Coordination board for Bear Management in Austria (2005): Bears in Austria – a management plan. Revised version 2005. WWF Austria, Vienna, Austria.
- Cotovelea A., Șofletea N., Ionescu G. & Ionescu O. (2013): Genetic approaches for romanian brown bear (*Ursus arctos*) conservation. *Bulletin of the Transilvania University of Braşov Series II: Forestry • Wood Industry • Agricultural Food Engineering • Vol. 6 (55) No.1*: 19 – 26.
- Fabbri E., Caniglia R., Kusak J., Galov A., Gomerčić T., Arbanasić H., Huber D. & Randi E. (2014): Genetic structure of expanding wolf (*Canis lupus*) populations in Italy and Croatia, and the early steps of the recolonization of the Eastern Alps. *Mammalian Biology* 79: 138 – 148.
- Frackowiak W., Theuerkauf J., Pirga B. & Gula R. (2014): Brown bear habitat selection in relation to anthropogenic structures in the Bieszczady Mountains, Poland. *Biologia* 69 (7): 926 – 930.
- Frosch et al. 2014: Noninvasive genetic assessment of brown bear population structure in Bulgarian mountain regions. *Mammalian Biology* 79(4): 268-276.
- Godinho R., Llaneza L., Blanco J.C., Lopes S., Álvares F., García E.J., Palacios V., Cortés Y., Talegón J. & Ferrand N. (2011): Genetic evidence for multiple events of hybridization between wolves and domestic dogs in the Iberian Peninsula. *Molecular Ecology* 20: 5154 – 5166.
- Gomerčić T., Sindičić M., Galov A., Arbanasić H., Kusak J., Kocijan I., Gomerčić M.D. & Huber D. (2010): High genetic variability of the grey wolf (*Canis lupus* L.) population from Croatia as revealed by mitochondrial DNA control region sequences. *Zoological Studies* 49: 816 – 823.
- Gula R. (2006): Legal protection of wolves in Poland: implications for the status of the wolf population. *European Journal of Wildlife Research* 54: 163 – 170.
- Huber D. (2013): Lynx – Croatia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Huber D. (2013): Wolf – Croatia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Chapron G. (2013): Wolf – Lithuania. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Chapron G. (2013): Wolf – Sweden. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Chapron G., Pierre-Yves Quenette P-Y., Legendre S. & Clobert J. (2003): Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *C. R. Biologies* 326: 174 – 182.
- Iliopoulos Y. (2013): Wolf – Greece. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Iliopoulos Y., Sgardelis S., Koutis V. & Savaris D. (2009): Wolf depredation on livestock in central Greece. *Acta Theriologica* 54: 11 – 22.
- Ionescu O. (2013): Lynx – Romania. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Ionescu O. (2013): Wolf – Romania. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Mysłajek R.W., Nowak S. & Jędrzejewska B. (2005): Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50: 417 – 428.
- Jerina K., Jonozović M., Krofel M. & Skrbinšek T. (2013): Range and local population densities of brown bear *Ursus arctos* in Slovenia. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 459 – 467.

- Kaczensky P., Engleder T. & Fuxjäger C. (2013): Lynx – Austria. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Kaczensky P., Chapron G., Von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds) (2013): Status, management and distribution of large carnivores - bear, lynx, wolf and wolverine - in Europe. European Commission, Brussels.
- Knott E. J., Bunnefeld N., Huber D., Reljić S., Kereži V. & Milner-Gulland E. J. (2014): The potential impacts of changes in bear hunting policy for hunting organisations in Croatia. *Eur. J. Wildl. Res.* 60: 85 – 97.
- Kocijan, I. and Huber, Đ. (2008): Conservation genetics of brown bears in Croatia. Final report. Project Gaining and Maintaining public acceptance of Brown bear in Croatia (BBI-Matra/2006/020 through ALERTIS).
- Kojola I. (2013): Bear – Finland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Kojola I. (2013): Wolf – Finland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Kopatz A. (2014): Genetic structure of the brown bears (*Ursus arctos*) in Northern Europe. *Acta Univ. Oul. A.* 624.
- Laike L., Jansson M., Allendorf F.W., Jakobsson S. & Ryman N. (2012): Hunting effects on favourable conservation status of highly inbred Swedish wolves. *Conservation Biology* 00: 1 – 6.
- Linnell J. D. C. & Brøseth H. (2013): Wolf – Norway. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Linnell J. D. C. & Swenson J. (2013): Bear – Norway. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Linnell J. D. C., Odden J. & Brøseth H. (2013): Lynx – Norway. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Linnell J. D. C., Brøseth H., Odden J. & Nilsen E. B. (2010): Sustainably harvesting a large carnivore? Development of Eurasian lynx populations in Norway during 160 years of shifting policy. *Environmental Management* 45: 1142 – 1154.
- Männil P. (2013): Bear – Estonia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Männil P. (2013): Lynx – Estonia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Männil P. (2013): Wolf – Estonia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Marboutin E. (2013): Wolf – France. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distributions of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe, part 2. European Commission.
- Martin J., Revilla E., Quenette P-Y., Naves J., Allaine D. & Swenson J. E. (2012): Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology* 49, 621 – 631.
- Mateo-Sánchez, M. C., Cushman S. A. & Saura S. (2014a): Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science* 28: 1531 – 1546.
- Melovski D., Ivanov G. & Stojanov G. (2013): Lynx – Macedonia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Mertzanis Y. (2013): Bear – Greece. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Mihaylov H. & Stoyanov S. (2012): The wolf (*Canis lupus* L., 1758) in Bulgaria. *International Symposium on hunting, Modern aspects of sustainable management of game population Zemun - Belgrade, Serbia*, 22. – 24. June, 2012: 57 – 61.
- Ministry of Agriculture and Forestry, Finland (2007): Management plan for the bear population in Finland. 67 p.
- Molinari P., Biondab R., Carmignolac G., Filacordad S., Groffe C., Mingozzi T., Maruccog F. & Molinari-Jobin A. (2012): Status and distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in the Italian Alps 2005 – 2009. *Acta Biologica Slovenica* 55: 35 – 41.
- Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Ryser A., Molinari P., Haller H., Breitenmoser-Würsten Ch., Capt S., Eyholzer R., & Breitenmoser U. (2007): Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* 13: 393 – 405.
- Nilsen E.B., Brøseth H., Odden J. & Linnell J.D.C. (2012): Quota hunting of Eurasian lynx in Norway: patterns of hunter selection, hunter efficiency and monitoring accuracy. *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 325 – 333.
- Norwegian Environment Agency, 07.04.2015, <http://www.environment.no/Topics/Biological-diversity/Species-in-Norway/Large-carnivores/Brown-bear/>
- Nowak S. & Mystajek R.W. (2013): Bear – Poland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Nowak S. & Mystajek R.W. (2013): Lynx – Poland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Nowak S. & Mystajek R.W. (2013): Wolf – Poland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Ozolins J. (2013): Lynx – Latvia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Ozolins J. (2013): Wolf – Latvia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Pacheco A. D. (2015): The habitat of European brown bears in northern Spain: mapping habitat fragmentation and potential connectivity. MSc-thesis. The University of Montana. <http://scholarworks.umt.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=5523&context=etd>.
- Palomero G. & Blanco J. C. (2013): Bear – Spain. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Paunovic M. (2013): Lynx – Serbia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Paunovic M. (2013): Wolf – Serbia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Pérez T., Naves J., Vázquez J. F., Fernández-Gil A., Seijas J., Albornoz J., Revilla E., Delibes M. & Domínguez A. (2014): Estimating the population size of the endangered Cantabrian brown bear through genetic sampling. *Wildlife Biology* 20: 300 – 309.
- Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R. & Gulczyńska A. (2008): Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica*

53: 97 – 110.

- Reinhardt I. (2013): Wolf – Germany. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Rozylowicz L., Chiriac S., Sandu R. M. & Manolache S. (2010): The habitat selection of a female lynx (*Lynx lynx*) in the northwestern part of the Vrancea Mountains, Romania. North-Western Journal of Zoology 6: 122 – 127.
- Selva N., Zwijacz-Kozica T., Sergiel A., Olszańska A. & Zieba F. (eds) (2011): Management plan for brown bear in Poland.
- Sindičić M., Sinanović N., Majić S.A., Huber D., Kunovac S. & Kos I. (2009): Legal status and management of the dinaric lynx population. Veterinaria 58: 229 – 238.
- Skrbinšek A. M. (2013): Wolf – Slovenia. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Swenson J. E. (2003): The ecology of an increasing brown bear population: managing a successful recovery. Habilitations schrift. <http://bearproject.info/wp-content/uploads/2014/07/Habilitation-thesis-Swenson.pdf>
- Swenson J. E. (2013): Bear – Sweden. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Trajçe A. (2013): Lynx – Albania. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Trajçe A. (2013): Wolf – Albania. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Tzingarska-Sedefcheva E. (2013): Wolf – Bulgaria. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Valdmann H., Saarma U. & Karis A. (2001): The brown bear population in Estonia: current status and requirements for management. Ursus 12: 31 – 36.
- von Arx M. & Manz R. (2013): Wolf – Switzerland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- von Arx M. & Zimmermann F. (2013): Lynx – Switzerland. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.
- Zeiler H., Zedrosser A. & Bath A. (1999): Attitudes of austrian hunters and Vienna residents toward bear and lynx in Austria. Ursus 11: 193 – 200.
- Zlatanova D. & Dutsov A. (2013): Bear – Bulgaria. In: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (eds). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Part 2, European Commission.

5.2.2 Súčasný manažment veľkých šeliem na Slovensku

- Lehocký M., Helg P., Farkaš J. (2002): Analýza súčasného stavu vybraných vzácných a ohrozených druhov zveri a návrh optimalizácie a ich poľovníckeho manažmentu. Záverečná správa ČVTP LVÚ Zvolen: 88 s.
- Swenson J. E., Gerstl N., Dahle B., Zedrosser A. (2000): Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Council of Europe Publishing.

6.1 Medveďe a doprava

- Findo S. (2015a): Správa o stave riešenia úlohy: Diaľnica D1 Turany – Hubová, Monitoring veľkých šeliem. Národné lesnícke centrum, Zvolen.
- Findo S., Slamka M., Kajba M., Sujová K., Kalaš M. & Frič L. (2015b): Diaľnica D1 Turany – Hubová: Monitoring veľkých šeliem. Správa za rok 2014, Národné lesnícke centrum, Zvolen.
- Findo S., Kalaš M., Skuban M., Kajba M. & Slamka M. (2014): The contribution of transport infrastructure to bear habitat fragmentation in Slovakia. (Prezentácia) 23rd International Conference on Bear Research and Management, Thessaloniki, Grécko.
- Findo S., Skuban M. & Koreň M. (2007): Brown bear corridors in Slovakia: Identification of critical segments of the main road transportation corridors with wildlife habitats. Spoločnosť pre karpatskú zver, Zvolen.
- Findo S., Skuban M., Fremuth W. & Koreň M. (2009): Großsäugerkorridore in der Slowakei. Ein Beitrag zur Schaffung transeuropäischer Wildtiernetze (TEWN). Naturschutz und Landschaftsplanung, 41: 271 – 276.
- Kalaš M. (2014): Dopravné kolízie s medveďom hnedým (*Ursus arctos* L.) a priepustnosť vybraných cestných komunikácií v oblasti Národného parku Malá Fatra. In: Kutal M. & Suchomel J. (eds.): Analýza výskytu veľkých šeliem a průchodnosti krajiny v Západných Karpatech. Mendelova univerzita v Brně, Brno 2014.
- Poľovnícky GIS <http://lvu.nlcsk.org/polovgis/>
- Seiler A. (2001): Ecological effects of roads. Department of Conservation Biology SLU, Uppsala
- Straka M., Paule L., Ionescu O., Štífik J. & Adamec M. (2011): Macrosatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. Conserv Genet, 13:153 – 164.

6.2 Škody spôsobené veľkými šelmami, preventívne opatrenia na ich čiastočnú, resp. úplnú elimináciu a náhrady škôd

- Čech C., Vodička F. & Záborský V. (1935): Naše poľovníctvo. Academia, Bratislava, 559 s.
- Hansen I. (2005): Use of livestock guarding dogs in Norway – a review of the effectiveness of different methods. Carnivore damage prevention news, 8, p. 2 – 8.
- Hell P. & Sládek J. (1974): Trofejové šelmy Slovenska. Príroda, Bratislava, 254 s.
- Hell P. & Slamečka J. (1999): Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPRESS, Bratislava, 148 s.
- Hell P. et al., (1997): Monitoring vzácných druhov zveri – medveď hnedý, vlk obyčajný, rys ostrovid, tetrov hôľný. Záverečná správa referenčnej úlohy, LVÚ Zvolen, 130 s.
- Mettler D. (2014): Alternatives to livestock guarding dogs. Carnivore damage prevention news, 10, p. 18 – 20.
- Mertens A., Gheorghe P. & Promberger Ch. (2001): Carnivore damage to livestock in Romania. Carnivore damage prevention news, 4, p. 10.
- Rigg R. (2004): Livestock depredation and guarding dogs in Slovakia. Carnivore damage prevention news, 8, p. 17 – 27.
- Rigg R., Findo S., Wechselberger M., Gorman M. L., Zubiri C. S., Macdonald D. W. (2011): Mitigating carnivore–livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. Oryx, 45 (2), p. 272 – 280.
- Rigg R. & Gorman M. (2006): Predácia veľkých šeliem na ovce na Slovensku. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII, ŠOP SR, s. 81 – 89.
- Škultéty J. (1970): Škody spôsobené medveďom na Slovensku. Lesnícky časopis 1 (16), VÚLH Zvolen, s. 71 – 85.

6.3 Nebezpečné strety človeka s medveďom

- Bevilaqua F. (1985): *O medveďoch očami praxe. Chránené územia Slovenska* 5: 69 – 71.
- Bevilaqua F. (1995): Zoči-voči s medveďom. PaRPress, Bratislava. 194 s.
- Can O.E., D'Cruze N., Garshelis D. L., Beecham J. J. & Macdonald D. W. (2014): Resolving human-bear conflict: a global survey of countries, experts and key factors. *Conservation Letters* 7: 501 – 513.
- Conover M. R. (2002): Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 418 s.
- Dobrovodský R. & Dobrovodská R. (2007): Ochranný sprej úspešne použitý. <http://www.medvede.sk/index.php?action=prihody>
- Domokos C., Kecskés A. & Rigg R. (2006): Bear-human conflicts in Romania's Carpathian Mountains. *International Bear News* 15 (1): 16 – 17.
- Hell P. & Bevilaqua F. (1988): Das Zusammenleben des Menschen mit dem Braunbären (*Ursus arctos*) in den Westkarpaten. *Zeitschr. Jagdwiss.* 34 (3): 153 – 163.
- Hell P. & Slamečka J. (1999): Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava. 150 s.
- Herrero S. (1985): Bear attacks: their causes and avoidance. The Lyons Press, N. Y. 287 s.
- Herrero S. (2002): Bear attacks: their causes and avoidance. Rev. ed. The Lyons Press, Guilford, CT. 282 s.
- Hopkins J. B. III, Herrero S., Shideler R. T., Gunther K. A., Schwartz C. C. & Kalinowski S. T. (2010): A proposed lexicon of terms and concepts for human-bear management in North America. *Ursus* 21(2): 154 – 168.
- Jakubiec Z. (2001): Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w Polskiej części Karpat. Polska Akademia Nauk, Kraków. 108 s.
- Kováč J. (2003): Problematika synantropných medveďov v TANAP-e. In: Komplexné riešenie problému synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Rigg R. & Baleková K. ed. Zborník z konferencie, Nová Sedlica, 11 – 12.4.2002: 77 – 88.
- Książek J. & Lenko P. (2014): Medvede so synantropným správaním v TANAP-e v roku 2012. In: Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. Lenko P. a kolektív pracovníkov Správy Tatranského národného parku, OZ Les: 52 – 64.
- Linnell J. D. C., Aanes R., Swenson J. E., Odden J., & Smith M. E. (1997): Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245 – 1257.
- Linnell J. D. C., Andersen R., Andersons Ž., Balčiauskas L., Blanco J. C., Boitani L., Brainerd S., Breitenmoser U., Kojala I., Liberg O., Løe J., Okarma H., Pedersen H. C., Promberger C., Sand H., Solberg E. J., Valdmann H. & Wabakken P. (2002a): The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 731. 65 s.
- Linnell J. D. C., Steuer D., Odden J., Kaczensky P. & Swenson J. E. (2002b): European brown bear compendium. Wildlife Conservation Issues – Technical Series No. 004A. Safari Club International Foundation, Herndon VA. 131 s.
- Majčí Škrbinšek A. & Kröfel M. (2014): Defining, preventing and reacting to problem bear behaviour in Europe. Final report for the pilot action to DG Environment, European Commission, Bruxelles. Contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B. 56 s.
- Quigley H. & Herrero S. (2005): Characterisation and prevention of attacks on humans. In: People and wildlife: conflict or coexistence? Woodroffe R., Thirgood S. & Rabinowitz A. eds. Cambridge University Press, Cambridge: 27 – 48.
- Rigg R. (2005): Fatal bear attacks on humans in Romania. *International Bear News* 14 (1): 18.
- Rigg R. & Adamec M. (2007): Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 128 s.
- Rigg R. & Baleková K. eds. (2003): Komplexné riešenie synantropných medveďov (*Ursus arctos*). Sloboda zvierat, Bratislava, Slovakia. 142 s.
- Rigg R. & Běfková S. (2015): Stopovanie zveri: praktická príručka do terénu. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 22 s.
- Safety in Bear Country Society (2005). Ako byť v bezpečí na území s výskytom medveďov. DVD nosič. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok.
- Sahlén V., Ordiz A., Swenson J. E. & Støen O.-G. (2015): Behavioural differences between single Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*) and females with dependent young when experimentally approached by humans. *PLoS One* 10(4): e0121576.
- Smith T. S., Herrero S. & DeBruyn T. D. (2005): Alaskan brown bears, humans and habituation. *Ursus* 16 (1): 1 – 10.
- Smith T. S., Herrero S., DeBruyn T. D. & Wilder J. M. (2008): Efficacy of bear deterrent spray in Alaska. *Journal of Wildlife Management* 72 (3): 640 – 645.
- Správa TANAP-u (2014): Navrhované opatrenia manažmentu medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v kompetenčnom území Správy TANAP-u a všeobecné zásady a pravidlá pri stretnutí medveďa. In: Problematika a súčasný stav medveďa hnedého v Tatrách. Lenko P. a kolektív pracovníkov Správy Tatranského národného parku, OZ Les: 84 – 86.
- Støen O.-G., Ordiz A., Evans A. L., Laske T. G., Kindberg J., Frøbert O., Swenson J. E. & Arnemo L. M. (2015): Physiological evidence for a human-induced landscape of fear in brown bears (*Ursus arctos*). *Physiology & Behavior* 152: 244 – 248.
- Swenson J. E., Dahle B., Gerstl N. & Zedrosser A. (2000): Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and environment, No.114, Council of Europe Publishing, Strasbourg. 68 s. + prílohy.
- Šebo M. (2004): Úrazy spôsobené medveďom. Poľovníctvo a rybárstvo 56 (11): 10 – 11.
- Teren Š. (1987): Po stopách vzácnnej zveri. Obzor, Bratislava. 184 s.
- Treves A. & Naughton-Treves L. (2005): Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict. In: People and wildlife: conflict or coexistence? Woodroffe R., Thirgood S. & Rabinowitz A. ed. Cambridge University Press, Cambridge: 86 – 106.
- Valo P. (2008): Medveď „bufetár“ do našich lesov nepatrí. *Týždenník Farmár* 1 (26): 52 – 54.

7 Šelmy a ľudia

- Baláž E. & D'Amicis B. (2010): *Posledná pevnosť: pätnásť rokov s medveďmi*. Adin, Prešov. 237 s.
- Bath A. (2009): Working with people to achieve wolf conservation in Europe and North America. In: A new era for wolves and people: wolf recovery, human attitudes and policy. In: Musiani M., Boitani L. & Paquet P. C. eds. University of Calgary Press, Calgary: 173 – 199.
- Běfková S. & Rigg R. (2004): Po stopách medveďov. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 26 s.
- Běfková S. & Rigg R. (2005): Po stopách vlkov. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 36 s.
- Běfková S. & Rigg R. (2006): Projekt B.E.A.R.S. – „Vzdelávanie, informovanosť a výskum medveďov na Slovensku“. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII: 91 – 94.
- Běfková S. & Rigg R. (2014): Po stopách rysa ostrovida. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 45 s.
- Běfková S. & Rigg R. (2015): Odhalenie málo známej šelmy: doplnenie poznatkov o rysovi ostrovidovi na Slovensku. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 78 – 82.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Foresti D. & Zimmermann F. (2015): Stratifikovaný monitoring rysa v Európe a Švajčiarsku. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 17 – 32.
- Findo S. & Skuban M. (2011): Ako chrániť hospodárske zvieratá proti veľkým šelmám. Spoločnosť pre karpatskú zver, Zvolen.

- Focus (1999). Prieskum verejnej mienky pre Lesoochránárske zoskupenie Vlk. Focus, Centrum pre sociálnu a marketingovú analýzu, Bratislava. 20 s.
- Hell P., Slamečka J. & Gašparík J. (2001): Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. PaRPress, Bratislava, 182 s.
- Chovanová A. (2012): Brown bear conservation in Slovakia: tourism opportunity or threat? Bachelors thesis. Anglia Ruskin University, Cambridge. 45 s.
- Jamnický J. (1993): Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. Folia Venatoria 23: 221 – 229.
- Jób M. (2007): Uplatnenie environmentálneho manažérstva v ochrane ohrozených druhov fauny – návrh manažmentu ochrany medveďa hnedého na príklade územia obce Staré Hory. Diplomová práca. Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica. 101 s.
- Lacková L. (2014): Prieskum verejnej mienky týkajúcej sa problematiky medveďa hnedého v chránenom území. Diplomová práca. Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici. 93 s.
- Linnell J. D. C., Andersen R., Andersone Ž., Balčiauskas L., Blanco J. C., Boitani L., Brainerd S., Breitenmoser U., Kojola I., Liberg O., Løe J., Okarma H., Pedersen H. C., Promberger C., Sand H., Solberg E. J., Valdmann H. & Wabakken P. (2002): *The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans*. NINA Oppdragsmelding 731. 65 s.
- Lopez B. H. (2000): O vlkoch a ľuďoch. Abies, Tulčák. 286 s.
- Majić A. & Bath A. J. (2010): Changes in attitude toward wolves in Croatia. Biological Conservation 143(1): 255 – 260.
- Mantejfel P. A. & Larin S. A. (1958): *Vlci a ich ničenie*. Sväz poľovníckych ochranných združení na Slovensku vo Vydavateľstve PPLH, Trnava, 48 s.
- MulejTlhaolng J. (2014): The impact of a wolf conservation project on attitudes of the public, hunters and farmers toward wolves in Slovenia. MSc. thesis. Memorial University, St. John's, Newfoundland. 137 s.
- Musiani M., Boitani L. & Paquet P. C. eds. (2009): A new era for wolves and people: wolfrecovery, human attitudes and policy. University of Calgary Press, Calgary. 282 s.
- MŽP SR (2015): Rezortná koncepcia environmentálnej výchovy, vzdelávania a osvetu do roku 2025. Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, Bratislava. 35 s.
- NLC (2014): Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2014. Národné lesnícke centrum, Zvolen. 142 s.
- Podolák J. (1982): Tradičné ovčiarsstvo na Slovensku. Veda, Bratislava. 232 s.
- Priestley R. (2009): Barriers to resolution of long-term human-bearconflict in Romania. BSc, Braşov, Romania, Thesis. Canterbury, University of Kent. 82 s.
- Rajchl R. & Baláž E. (2010): Strážca divočiny. Arolla Film, Liptovský Hrádok.
- Rigg R. (2010): Pastervečtí psi. Praktická príručka pro chovateleovcí a koz. Hnutí Duha, Olomouc. 48 s.
- Rigg R. (2012). Public opinion and knowledge of large carnivores and their management in East Georgia. Report to the Georgian Carnivore Conservation Project. FFI, Cambridge & NACRES, Tbilisi. 35 s.
- Rigg R., Aghababayan K., Demirchyan L. & Goldthorpe G. (2014): Understanding human-carnivore conflict, its impact on rural Armenia and possible solutions for its alleviation. Final report. American University of Armenia, Yerevan. 30 s.
- Rigg R. & Betková S. (2015): *Stopovanie zveri: praktická príručka do terénu*. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 22 s.
- Ryser-Degioris M.-P., Pewsner M., Tām B., Kubala J. & Rigg R. (2015): Pitvy rysov na Slovensku: nálezy a závery. In: Monitoring stavu karpatského rysa vo Švajčiarsku a na Slovensku, Rigg R. & Kubala J. eds., Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok: 67 – 71.
- Urban P. (2015): Veľká trojka na Slovensku. Poľovníctvo a rybárstvo 67 (9): 40 – 42.
- Užik P. & Adamcová-Kocianová M. (2008): Zistenie mienky verejnosti a navrhnutie manažmentových opatrení pre veľké šelmy na Slovensku. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VIII: 230 – 244.
- Váňa Z. (1990): Svět slovanských bohů a démonů. Panoráma.
- Voskár J. (1976): Vlk obyčajný (*Canis lupus* L.) a problémy jeho ochrany na Slovensku. Folia venatoria 5 – 6: 325 – 332.
- Voskár J. (1993): Ekológia vlka obyčajného (*Canis lupus*) a jeho podiel na formovaní a stabilite karpatských ekosystémov na Slovensku. Ochrana prírody 12: 241 – 276.
- Wechselberger M., Rigg R. & Betková S. (2005): An investigation of public opinion about the three species of large carnivores in Slovakia: brown bear (*Ursus arctos*), wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*). Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. x + 89 s.

predsádka

predsádka

predsádka



Investícia do Vašej budúcnosti



Publikácia bola vydaná v rámci projektu „Výskum a monitoring populácií veľkých šeliem a mačky divej na Slovensku“, ktorý je spolufinancovaný z Európskeho fondu regionálneho rozvoja v rámci Operačného programu Životné prostredie.

