



OCHRANA PRÍRODY

NATURE CONSERVATION

47 / 2026



OCHRANA PRÍRODY

NATURE CONSERVATION

47/2026



Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica

Redakčná rada: Ing. Andrea Lešová, PhD.
RNDr. Ján Kadlečík
RNDr. Katarína Králiková
RNDr. Radoslav Považan, PhD.
Doc. RNDr. Ingrid Turisová, PhD.

Editor: RNDr. Katarína Králiková

Grafická úprava: Ing. Viktória Ihringová

Vydala: Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica v roku 2026
Vydávané v elektronickej verzii

Adresa redakcie: ŠOP SR, Tajovského 28B, 974 01 Banská Bystrica
tel.: 048/413 66 61, e-mail: ochranaprirody@sopsr.sk

ISSN: 2453-8183

Príspevky neprešli jazykovou úpravou.

Všetky příspěvky v časopise přešli recenzním konáním.

Uzávierka predkladania príspevkov do nasledujúceho čísla (48): 30.10.2026.

OCHRANA PRÍRODY

INŠTRUKCIE PRE AUTOROV

Vedecký časopis je zameraný najmä na publikovanie pôvodných vedeckých a odborných prác, tiež prehľadových článkov, recenzií a krátkych správ z oblasti ochrany prírody a krajiny, resp. z ochranárskej biológie. Príspevky sú publikované v slovenskom jazyku s anglickým abstraktom, príp. v anglickom jazyku so slovenským abstraktom.

Redakčná rada dohliada na dodržiavanie zásad etiky vedeckého publikovania. Redakčná rada odmietne príspevky, ktoré už boli publikované v inom časopise, resp. boli zároveň zaslané aj do iného časopisu. Redakčná rada sa zaoberá len kompletnými príspevkami, doručenými v zmysle inštrukcií pre autorov.

Členenie rukopisu

- názov a jeho preklad do anglického jazyka
- neskrátené meno a priezvisko autora (-ov) s adresami; elektronickú adresu uvádza korešpondenčný autor
- abstrakt (max. 250 slov) a kľúčové slová (max. 6) – len v anglickom jazyku, v prípade predloženého rukopisu v anglickom jazyku – abstrakt a kľúčové slová sa uvádzajú v slovenčine
- vlastný text – úvod, materiál a metodika, výsledky, diskusia, literatúra
- rozsah rukopisu – v prípade rozsiahlejšieho rukopisu (nad 30 strán) je potrebná konzultácia s redakciou časopisu

Formát rukopisu

Formálna úprava

- základný formát MS Word (.doc), písmo Times New Roman, veľkosť písma 12, riadkovanie 1,0, odseky vyznačené tabulátorom
- vedecké mená rodov, druhov, nižších taxonomických jednotiek a syntaxónov uvádzajte kurzívou (aj v tabuľkách, aj v zozname literatúry)
- všetky použité skratky musia byť pri prvom použití vysvetlené

Obrazové prílohy

- minimálny rozmer fotografií 2000 × 1250 pixelov, rozlíšenie 300 dpi
- každú obrazovú prílohu pošlite ako samostatný súbor (jpg, tif), nie len ako súčasť príspevku v MS Word
- k obrazovým prílohám uveďte popis v slovenskom aj anglickom jazyku, k fotografiám aj meno autora
- používajte kilometrovú mierku mapy, nie číselnú

Tabuľky

- tabuľky tvorte výlučne pomocou tabulátorov (prípadne aj s funkciou tabuľka) v textovom editore MS Word alebo v programe MS Excel
- polia bez hodnoty nenechávajte prázdne, vyplňte ich pomlčkou
- nepožívajte pre zarovnávanie medzerník
- názov tabuľky s legendou (vysvetlivkami) uveďte aj v anglickom jazyku

Bibliografický odkaz

- mená autorov od roku neoddeľujte čiarkou, napr. OBUCH 2003; podľa Obucha (OBUCH 2003)
- mená autorov v citáciách a v zozname literatúry uveďte kapitálkami
- pri citovaní prác s dvoma autormi uveďte medzi menami znak „&“
- pri citovaní prác s viac ako dvoma autormi medzi predposledným a posledným autorom uveďte znak „&“
- v texte uveďte napr.: podľa Adamca (ADAMEC 2003), alebo podľa Kaňucha a Krištína (KAŇUCH & KRIŠTÍN 2003)
- v prípade citácie príspevku alebo publikácie dvoch autorov uveďte mená oboch (KAŇUCH & KRIŠTÍN 2003); pokiaľ sú traja a viacerí autori, uvádzajte len meno prvého + „et al.“ (napr. ELIÁŠ et al. 2003)
- pri citovaní viacerých prác, v zátvorke tieto zoradte chronologicky od najstaršej po najnovšiu a oddelte ich bodkočiarkou (napr. NOVÁK 1998; MAJERČÁKOVÁ & MLADÝ 2010; DEBNÁR et al. 2020)
- v zozname literatúry uveďte všetkých autorov [KAŇUCH P. & KRIŠTÍN A. 2003: Netopiere (Chiroptera) južnej časti Krupinskej planiny. Ochrana prírody, 22: 97 – 100.; resp. ELIÁŠ P. DÍTĚ D. & SÁDOVSKÝ M. 2003: Rastie *Acorellus pannonicus* (Jacq.) Palla na Slovensku? Ochrana prírody, 22: 23 – 25.]
- uveďte všetky literárne pramene (bibliografické odkazy) použité v texte príspevku, resp. pri ilustráciách, vrátane internetových zdrojov
- pre online dokumenty uveďte aj dátum citovania (okrem seriálových publikácií) a dostupnosť dokumentu, napr.: ŠOP SR [s.a.]. Biotopy. [cit. 2021-11-26]. Dostupné na: <<http://www.sopsr.sk/natura/index1.php?p=4&sec=13>>.

Zasielanie rukopisu

Rukopisy zasielajte priebežne e-mailom na adresu redakčnej rady: ochranaprirody@sopsr.sk.

Recenzovanie

- všetky rukopisy prechádzajú recenzným konaním (peer review procesom)
- hodnotenie rukopisu sa zasiela korešpondenčnému autorovi

Publikovanie

- pred publikovaním sa (korešpondenčnému) autorovi zasiela náhľadový súbor v PDF na finálnu úpravu a autorizáciu a následne aj separát v PDF
- rukopisy sú zverejnené v elektronickom vydaní aktuálneho čísla časopisu na webovej stránke ŠOP SR: <http://www.sopsr.sk/web/index.php?cl=55>

OBSAH

IVAN MIHÁL

Dynamika biomasy plodníc makromycét v pralesovitých porastoch v NPR Zadná Poľana
Dynamics of macromycete fruitbodies biomass in virgin forests
in the Zadná Poľana National Nature Reserve (central Slovakia) 5 – 13

OTO MAJZLAN

Diverzita fauny chrobákov (Coleoptera) na lokalite Beckovské Skalice (Považský Inovec)
Diversity of the Beetle (Coleoptera) Fauna at the Beckovské Skalice Site (Považský Inovec Mts.) 14 – 37

MICHAL AMBROS, KATARÍNA ŠATALOVÁ

Kuny (*Martes* sp.) v agrocnóze južného Slovenska objektívom fotopasce
Martens (*Martes* sp.) in the agrocenosis of southern Slovakia through the lens of a camera trap 38 – 47

JAKUB KLAČKO, PETER URBAN

Škody na včelstvách v Liptove a Dolnej Orave spôsobené medveďom hnedým v rokoch 2020 – 2024
Damage to bee colonies in Liptov and Lower Orava regions by brown bear in 2020 – 2024 48 – 68

ZUZANA VÁCLAVOVÁ, BLAŽENA SEDLÁKOVÁ

Prvý nález páperca alpínskeho (*Trichophorum alpinum*) v CHKO Kysuce a nová lokalita
v Tatranskom národnom parku
First finding of Alpine bulrush (*Trichophorum alpinum*) in the Kysuce PLA
and new locality in the Tatra National Park 69 – 76

DYNAMIKA BIOMASY PLODNÍC MAKROMYCÉT V PRALESOVITÝCH PORASTOCH V NPR ZADNÁ POĽANA

IVAN MIHÁL

Ústav ekológie lesa SAV, v. v. i., Zvolen, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, e-mail: mihal@ife.sk

Dynamics of macromycete fruitbodies biomass in virgin forests in the Zadná Poľana National Nature Reserve (central Slovakia)

Abstract: The dynamics of biomass production of ectomycorrhizal (EM), terrestrial saprotrophic (TS), lignicolous saprotrophic (LS) and lignicolous parasitic (LP) macromycetes was investigated at two localities in predominantly spruce forests in the Zadná Poľana National Park in central Slovakia. Out of a total of 273 identified macromycetes, 135 species were suitable for mycoproduction evaluation (49.5% of all species). The highest biomass production was achieved by EM species (175.40 kg/ha of fruiting body fresh weight), TS species (60.27), LS species (48.99) and LP species (21.29 kg/ha). The highest production values (261.03 kg/ha of fruiting body fresh weight) were achieved by macromycetes at the Hukavy site, of which the highest values were achieved by EM species of fungi (145.97 kg/ha). The lowest production values were for LP species at the Kozí chrbát site (0.36 kg/ha). A general trend of increasing biomass production in individual ecotrophic groups in the sequence LP > LS > TS > EM is visible at both sites. Within the sites, the highest values were for the species *Xerocomellus pruinatus* (40.5 kg/ha), *Armillaria* sp. (14.36), *Apioperdon pyriforme* (14.25), *Lactarius controversus* (11.79) and *Xerocomellus chrysenteron* (9.6) at the Hukavy site and the species *Amanita battarrae* (12.1), *Agrocybe praecox* (4.76), *Lactarius picinus* (3.93), *Lactarius blennius* (3.54) and *Rhodocollybia butyracea* (2.1 kg/ha) at the Kozí chrbát site. It is also interesting to note that 14 edible, commercially usable macromycete species occurred at both locations, of which 11 EM species at the Hukavy location and 12 EM species at the Kozí chrbát location.

Key words: biomass production, mycobiota, virgin forests, Slovakia, West Carpathians

ÚVOD

Okrem poznania štruktúry mykocenóz je dôležitým ukazovateľom ich dynamiky v obhospodarovných lesných ekosystémoch aj množstvo vyprodukovanej biomasy plodníc makromycét, z čoho môžeme usudzovať na vitalitu a ekologickú stabilitu mykobioty daného porastu (MIHÁL 2023; MIHÁL & LUPTÁKOVÁ 2020). Zároveň sú mykoprodukčné hodnotenia dôležitým zdrojom údajov o kvalite a kvantite komerčne využiteľnej biomasy jedlých makromycét (cf. BONET et al. 2004; MIHÁL 2023). V našich podmienkach sa produkciou biomasy plodníc makromycét v smrekových porastoch na Poľane (vrátane NPR Zadná Poľana) zaoberali napr. MIHÁL & GÁPER (1995). Zo smrekových monokultúr rastúcich na bývalej nelesnej pôde uvádza mykoprodukčné údaje MIHÁL (2002, 2023). Podobne, MIHÁL (1995) a LUPTÁKOVÁ et al. (2018) hodnotili mykoprodukciiu jedľovo-bukových a bukových porastov. Vplyv teploty pôdy a zrážok na produkciu biomasy makromycét v poraste jedľovej bučiny skúmali JANÍK & MIHÁL (2007). Dynamiku produkcie biomasy v imisne atakovaných a rôzne obhospodarovných bukových porastoch skúmali BARNA & MIHÁL (2024), LUPTÁKOVÁ et al. (2018), MIHÁL (2012) a MIHÁL & BUČINOVÁ (2007).

Výskumu dynamiky produkcie biomasy makromycét v rôznych typoch lesných porastov sa venujú aj mykológovia v zahraničí. Napr. druhovú diverzitu a produkciu biomasy makromycét v 100-ročných smrekových porastoch v južnom Švédsku skúmali DAHLBERG et al. (1997), ktorí zistili, že 32% z celkového množstva biomasy makromycét bolo vytvorených druhom *Hygrophorus olivaceoalbus* (Fr.) Fr. a šiestimi druhmi z rodu *Cortinarius*. Dynamiku tvorby ektomykoríz a vplyv ťažkých kovov na produkciu biomasy plodníc makromycét v borovicových porastoch v strednom Poľsku uvádzajú RUDAWSKA et al. (2011). Modelovaniu optimálnej produkcie a zberu jedlých húb v podmienkach borovicových porastov v centrálnych Pyrenejach sa venovali BONET et al. (2004). Podobne, MARTÍN-PINTO et al. (2006) študovali dopady lesných požiarov na druhovú diverzitu a produktivitu makromycét v mediteránnych lesoch Španielska. V príhod-

ných klimatických pomeroch (dostatok zrážok) môžeme často aj v umelo vysadených lesných porastoch, očakávať vyššie hodnoty produkcie biomasy ako v porovnateľných prirodzených lesoch. Dokumentujú to LAGANA et al. (2002), ktorí v jedľovo-bukových porastoch založených na bývalej poľnohospodárskej pôde zistili nárast biomasy plodníc makromycét v porovnaní s pôvodnými jedľovo-bukovými porastmi. Pomerne vysoké hodnoty produkcie ektomykorízne makromycéty dosahujú aj v monokultúrnych porastoch, napr. VOGT et al. (1981) v poraste *Abies amabilis* Douglas ex J. Forbes zistili produkciu ektomykoríz od 1320 do 1570 kg.ha⁻¹, pričom sa na tomto množstve až 30% podieľali dominantné ektomykorízne druhy *Russula aeruginea* Lindblad ex Fr. a *Russula xerampelina* (Schaeff.) Fr.

Treba dodať, že problematika hodnotenia biomasy epigeických sporokarpov je zložitá nielen z metodologického hľadiska, ale aj z hľadiska vplyvu a dynamiky množstva ekologicko-klimatických faktorov, ktoré mykoflóru ovplyvňujú. Napr. GÁPER (1992) opisuje problémy súvisiace s metódami presného stanovenia biomasy ektomykoríznych makromycét z hľadiska stanovenia biomasy mycélia, perzistencie a frekvencie výskytu plodníc v lesných porastoch. Podobne HOLEC (1994) študoval abundanciu plodníc a produkciu biomasy, pričom dospel k záveru, že absencia plodníc v niekoľkých rokoch nie je spoľahlivým ukazovateľom absencie mycélia v pôde. Biologická aktivita druhu je tiež ovplyvnená hrúbkou vrstvy hrabanky a formou humusu. Na druhej strane biologická aktivita nemusí byť nevyhnutne spojená s abundanciou plodníc makromycét. Napr. PIETRAS et al. (2025) skúmali vplyv lesného hospodárstva na diverzitu a ekológiu húb v Národnom parku Stołowe hory v Poľsku, pričom zistili, že druhové zloženie stromov, dostupnosť svetla a pH pôdy sú najdôležitejšími faktormi ovplyvňujúcimi biodiverzitu húb a že charakteristiky zmien v spoločenstve makrohúb sa líšia v rôznych trofických skupinách. Podobne, SPAKE et al. (2016) zistili, že pre abundančné pomery EM makromycét sú veľmi významné faktory rozloha porastu a drevinové zloženie stromov v poraste. Problematiku hodnotenia produkcie biomasy makromycét skúmali aj TÓTH & FEEST (2007), ktorí sa pokúsili biomasu plodníc odhadnúť pomocou hodnôt abundancie plodníc a indexu priemernej plochy klobúkov hodnotených druhov klobúkatých makromycét.

Cieľom tejto práce je opísať dynamiku produkcie biomasy makromycét v pralesovitých lesných porastoch v NPR Zadná Poľana s dôrazom na dominanciu najproduktívnejších druhov makromycét v jednotlivých ekotrofických skupinách.

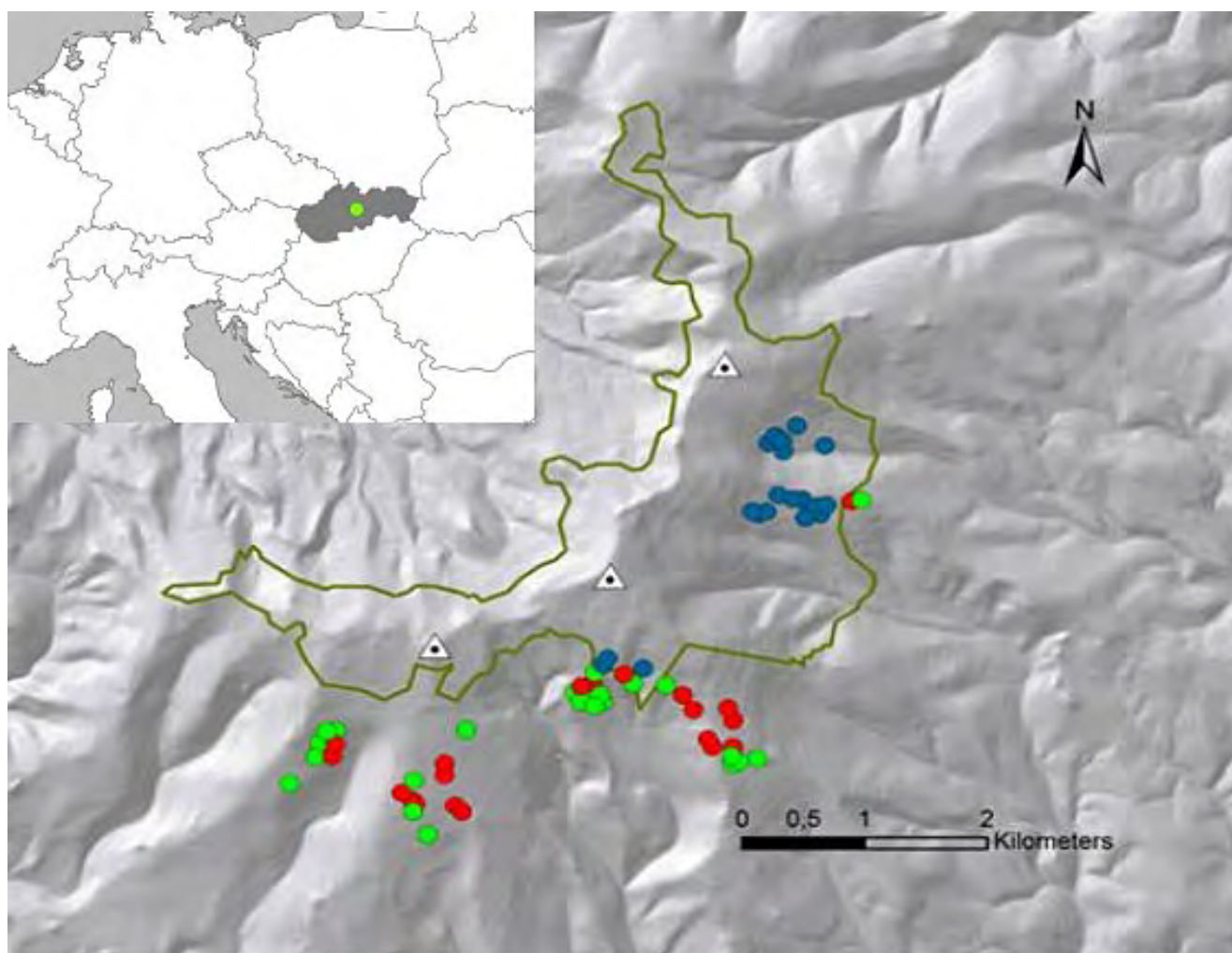
METODIKA

Charakteristika územia

Výskumná oblasť sa nachádza v pohorí Poľana – terciárnom vulkanickom masíve na strednom Slovensku, v Západných Karpatoch (obr. 1). Výskumné mykologické plochy sa nachádzajú v NPR Zadná Poľana na lokalitách Hukavy a Kozí chrbát. Priemerná ročná teplota vzduchu v horskom podnebí študovanej oblasti bola okolo 3,7 °C a priemerné ročné zrážky sa pohybovali medzi 900 a 1200 mm (ŠŤASTNÝ et al. 2002). Na andezitovom podloží NPR Zadná Poľana sú vyvinuté eutrické kambizeme s prechodmi do andozemí. V rokoch 2013 a 2014 bola za porovnateľných podmienok na mieste pomocou stratifikovaného náhodného výberu vzoriek v rámci vyššie uvedenej oblasti vytvorená séria 21 kruhových čiastkových výskumných plôch (ČP) s rozlohou 314 m² (polomer každej plochy 10 m) a to v pomere 18 ČP na lokalite Hukavy a 3 ČP na lokalite Kozí chrbát. Podmienky prostredia boli obmedzené na typ stanovišta horských mezotrofných jedľovo-bukových lesov na juhovýchodnej orientácii, so sklonom svahov 10° – 35° (okrem hrebeňov, údolí, vlhkých a skalnatých stanovišť) vo výškovom pásme 950 – 1250 m n. m. Priamo na výskumných plochách alebo v ich tesnej blízkosti sa okrem buka a smreka vyskytovala prímies aj iných druhov drevín (cf. UJHÁZY et al. 2018). Základné charakteristiky výskumných lokalít uvádzame v tab. 1.

Metodika výskumu

Vo výmere výskumných lokalít sa odber vzoriek húb uskutočnil v mesačných intervaloch počas dvoch rokov – od apríla 2013 do novembra 2014, s cieľom identifikovať čo najviac druhov makromycét. Výskum bol zameraný na epigeické plodnice makromycét zozbierané prevažne z lesnej pôdy, opadanky, živého a mŕtveho dreva. Väčšina druhov bola identifikovaná priamo v teréne a niektoré druhy boli zozbierané na neskoršiu identifikáciu a archiváciu v laboratóriu. Nomenklatúra makromycét bola zjednotená podľa databázy INDEX FUNGORUM (2026). Taxóny boli klasifikované v rámci ekotrofických skupín podľa typu substrátu na ektomykorízne druhy (ďalej EM), terestrické saprotrofné druhy (TS), lignikolné saprotrofné druhy (LS) a lignikolné parazitické druhy (LP). Produkcia biomasy plodníc vybraných druhov v čerstvom stave (vyjadrená v kg.ha⁻¹) bola vypočítaná pomocou hodnoty priemernej hmotnosti jednej plodnice daného druhu. Počas mykologického výskumu lesných porastov v minulosti, ale i v súčasnosti, (kdekoľvek na Slovensku) sme



Obr. 1: Rozmiestnenie výskumných plôch v obhospodarovanej a neobhospodarovanej porastoch na Polane (modré kruhy – pralesovité porasty na lokalitách Hukavy a Kozí chrbát, zelené kruhy – obhospodarované bukové porasty, červené kruhy – obhospodarované smrekové porasty). Hranica rezervácie Zadná Polana je znázornená plnou čiarou. (zdroj: UJHÁZY et al. 2018).

Fig. 1. Distribution of research areas in managed and unmanaged stands in Polana (blue circles – primeval forest stands at the locations of Hukavy and Kozí chrbát, green circles – managed beech stands, red circles – managed spruce stands). The border of the Zadná Polana Reserve is shown with a solid line. (source: UJHÁZY et al. 2018).

Tabuľka 1: Základné charakteristiky výskumných lokalít situovaných v NPR Zadná Polana (priemerné hodnoty z 21 čiastkových plôch)
Table 1. Basic characteristics of research sites located in the Zadná Polana National Nature Reserve (average values from 21 partial plots)

Lokalita ¹	Vek ²	NMV ³	Exp.	Sklon ⁴	Drevinové zloženie (%) ⁵				pH-O	pH-A	C	N	C/N
					sm	bk	jd	cl					
Hukavy	180	1097	JV	19	4,4	72,4	7,7	15,5	4,57	4,02	11,38	0,88	13,02
Kozí chrbát	180	1223	JZ	18	4,8	92	1,6	1,6	4,54	3,8	10,86	0,77	14,08

Vysvetlivky: Priemerné hodnoty za každú lokalitu boli vypočítané z hodnôt jednotlivých čiastkových výskumných plôch (ČP): Hukavy – 18 ČP, Kozí chrbát – 3 ČP.

Vek (roky), NMV (nadmorská výška), Exp. (expozícia), Sklon svahu (o), sm – smrek, bk – buk, jd – jedľa, cl – ostatné listnaté dreviny, pH-O (pH v pôdnom horizonte O), pH-A (pH v pôdnom horizonte A), C (%), N (%).

Explanations: Average values for each location were calculated from the values of individual partial research plots (PPs): Hukavy – 18 PPs, Kozí chrbát – 3 PPs

¹locality, ² age (years), ³ altitude (m a.s.l.), Exp. (exposure), ⁴ slope (o), ⁵ tree composition, sm – spruce, bk – beech, jd – fir, cl – other deciduous trees, pH-O (pH in soil horizon O), pH-A (pH in soil horizon A), C (%), N (%)

priebežne odoberali v priemere 5 až 25 plodníc cieľových druhov makromycét v rôznych štádiách vývinu. Tieto boli odvážené v čerstvom stave a bola vypočítaná priemerná hmotnosť jednej plodnice, ktorou bola násobená celková abundancia plodníc daného produkčne hodnoteného druhu. Podrobnejší opis metodického postupu uvádzajú MIHÁL & GÁPER (1995).

VÝSLEDKY

Počas doby výskumu sme na výskumných lokalitách Hukavy a Kozí chrbát v NPR Zadná Poľana determinovali celkovo 273 druhov makromycét. Priamo na vyhodnotenie produkcie biomasy plodníc bolo vybraných celkovo 135 druhov makromycét, čo tvorí 49,5 % z celkovej početnosti druhov (tab. 2). Zároveň v tab. 2 uvádzame aj celkovú produkciu biomasy hlavných ekotrofických skupín, pričom najvyššie hodnoty produkcie ($261,03 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc) dosiahli makromycéty na lokalite Hukavy, z čoho mali najvyššie hodnoty EM druhy húb ($145,97 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Najnižšie hodnoty produkcie mali LP druhy na lokalite Kozí chrbát ($0,36 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Všeobecne vidno trend zvyšovania produkcie biomasy v jednotlivých ekotrofických skupinách v postupnosti $\text{LP} > \text{LS} > \text{TS} > \text{EM}$ na obidvoch lokalitách. Zároveň však vidno, že na lokalite Kozí chrbát sa vždy, oproti lokalite Hukavy, zaznamenali nižšie hodnoty biomasy plodníc, čo je výsledkom nepomerne nižšieho počtu skúmaných čiastkových výskumných plôch (3 ČP) na lokalite Kozí chrbát, oproti lokalite Hukavy (18 ČP). Zaujímavý údaj však dostaneme, keď porovnáme výslednú hodnotu biomasy plodníc na každej lokalite k jej počtu ČP. Napr. na lokalite Hukavy zistíme, že $261,03 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc / 18 ČP = $14,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ hmotnosti na jednu ČP. Podobne, na lokalite Kozí chrbát dostaneme hodnotu $14,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ hmotnosti na jednu ČP, čo sú rovnaké hodnoty na obidvoch lokalitách.

Tabuľka 2: Počet zistených druhov (Σ), počet druhov na hodnotenie produkcie biomasy (Prod. Σ , Prod. %) a produkcia biomasy plodníc ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) v jednotlivých ekotrofických skupinách na skúmaných lokalitách

Table 2. Number of detected species (Σ), number of species for biomass production assessment (Prod. Σ , Prod. %) and fruiting body biomass production ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in individual ecotrophic groups at the studied sites

Lokalita Localities	Σ	Prod. Σ	Prod. %	LP	LS	TS	EM	Spolu total
Hukavy	232	121	52,2	20,93	44,69	49,44	145,97	261,03
Kozí chrbát	99	54	54,5	0,36	4,30	10,83	29,43	44,92
Spolu/total	273	135	49,5	21,29	48,99	60,27	175,40	305,95

Vysvetlivky: Ekotrofické skupiny: LP – lignikolný parazit, LS – lignikolný saprotrof, TS – terestrický saprotrof, EM – ektomycorizálny symbiont

Explanations: Ecotrophic groups: LP – lignicolous parasite, LS – lignicolous saprotroph, TS – terrestrial saprotroph, EM – ectomycorrhizal symbiont

Poradie prvých 20 druhov s najvyššou produkciou biomasy plodníc na lokalitách Hukavy a Kozí chrbát uvádzame v tab. 3 a 4, z ktorých vidno, že na lokalite Hukavy vyprodukovalo 20 druhov makromycét $179,05 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc, pričom na lokalite Kozí chrbát to bolo iba $41,12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Dôvodom je aj nepochybne fakt, že na lokalite Hukavy najvyššie hodnoty biomasy dosahovali abundančne početnejšie a na hmotnosť masívnejšie plodnice druhov *Xerocomellus pruinosus* ($40,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), *Armillaria* sp. ($14,36$) alebo *Lactarius controversus* ($11,79$), pričom na lokalite Kozí chrbát dosahovali vyššie hodnoty biomasy relatívne gracilnejšie plodnice druhov *Amanita battarrae* ($12,1$), *Agrocybe praecox* ($4,76$) a *Lactarius picinus* ($3,93 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Keby sme však vzali do úvahy vzájomný pomer vyprodukovanej biomasy k početnosti ČP na jednotlivých lokalitách, tak by to v prípade lokality Hukavy znamenalo $9,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ hmotnosti na jednu ČP a v prípade lokality Kozí chrbát až $13,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc na jednu ČP. Na obidvoch lokalitách sa v skupine 20 najproduktívnejších druhov vyskytlo až 9 spoločných druhov a jeden spoločný rod, čo svedčí o podobných ekotrofických pomeroch v porastoch oboch lokalít. Zaujímavé je aj zistenie, že na obidvoch lokalitách sa vyskytlo 14 jedlých, komerčne využiteľných, druhov makromycét, z toho 11 EM druhov na lokalite Hukavy a 12 EM druhov na lokalite Kozí chrbát, pričom jedlé huby vyprodukovali až $139,21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Hukavy) a iba $30,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc (Kozí chrbát). Z uvedeného vyplýva, že na celkovú hmotnosť biomasy plodníc majú významný vplyv najmä abundančné pomery hmotnostne masívnejších druhov makromycét v synergii s priaznivými klimaticko-ekologickými faktormi, ktoré podporujú výskyt širšieho druhového spektra a tiež aj fruktifikáciu makromycét.

Tabuľka 3: Poradie prvých 20 najproduktívnejších druhov makromycét na lokalite Hukavy
Table 3. Ranking of the top 20 most productive macromycete species at the Hukavy site

Druhy/Species	Eko	kg.ha ⁻¹
<i>Xerocomellus pruinatus</i> (Fr.) Šutara *	EM	40,5
<i>Armillaria</i> sp. *	LP	14,36
<i>Apioperdon pyriforme</i> (Schaeff.) Vizzini *	TS	14,25
<i>Lactarius controversus</i> Pers.	EM	11,79
<i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Šutara *	EM	9,6
<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox *	TS	8,61
<i>Mycetinis alliaceus</i> (Jacq.) Earle ex A.W. Wilson & Desjardin *	LS	7,76
<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.	EM	7,26
<i>Agrocybe praecox</i> (Pers.) Fayod *	LS	7,14
<i>Cyanoboletus pulverulentus</i> (Opat.) Gelardi, Vizzini & Simonini *	EM	6,48
<i>Caloboletus calopus</i> (Pers.) Vizzini	EM	6,47
<i>Laccaria amethystina</i> Cooke *	EM	6,43
<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P. Kumm. *	LP	5,63
<i>Amanita battarrae</i> (Boud.) Bon *	EM	4,84
<i>Amanita ceciliae</i> (Berk. & Broome) Bas	EM	4,84
<i>Hypholoma lateritium</i> (Schaeff.) P. Kumm.	LS	4,84
<i>Xerocomellus porosporus</i> (Imler ex Watling) Šutara *	EM	4,8
<i>Megacollybia platyphylla</i> (Pers.) Kotl. & Pouzar	LS	4,64
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers. *	TS	4,49
<i>Neoboletus luridiformis</i> (Rostk.) Gelardi, Simonini & Vizzini *	EM	4,32
Spolu		179,05

Vysvetlivky: * – huba komerčne využiteľná, jedlá, Eko – ekotrofické skupiny – pozri tab. 2
 Explanatory notes: * – commercially useful mushroom, edible, Eko – ecotrophic groups – see Table 2

Na obidvoch lokalitách sa vyskytli aj viaceré vzácne alebo bioindikačné druhy makromycét, napr. druhy *Cortinarius hemitrichus* (Pers.) Fr., *Entoloma byssisedum* (Pers.) Donk, *E. dichroum* (Pers.) P. Kumm., *E. versatile* (Gillet) M. M. Moser, *Hydropodia subalpina* (Höhn.) Vizzini, Consiglio & M. Marchetti, *Hydropus marginellus* (Pers.) Singer, *Inocybe petiginosa* (Fr.) Gillet, *Lactarius romagnesii* Bon, *Panellus violaceofulvus* (Batsch) Singer, *Paragalactinia michelii* (Boud) Van Vooren, *Peziza saniosa* Schrad. ex J. F. Gmel. a iné, ktoré nachádzali v pralesovitých porastoch na lokalitách Hukavy a Koží chrbát priaznivé podmienky pre ich rast. Nakoľko sa tieto zaujímavé makromycéty vyskytovali iba zriedkavo, z hľadiska produkcie biomasy plodníc dosahovali iba nízke hodnoty – najmenej biomasy vyprodukoval druh *Lactarius romagnesii* (0,06 kg.ha⁻¹) a najviac *Peziza saniosa* (1,77 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc).

DISKUSIA

Dynamika fruktifikácie, abundančné a produkčné pomery makromycét sú, okrem druhovej diverzity, najvernejším ukazovateľom štruktúry mykobioty lesných porastov. Ako sme už uviedli v časti Výsledky, na výskumných lokalitách Hukavy a Koží chrbát v NPR Zadná Poľana (obr. 1) bolo zistených celkovo 273 druhov makromycét. Aj na týchto dvoch lokalitách študovali UJHÁZY et al. (2018) spoločenstvá makromycét v chránených a manažovaných lesných porastoch v NPR Zadná Poľana. Autori zaznamenali 272 druhov makromycét v chránených porastoch v NPR Zadná Poľana, 237 druhov v obhospodarovaných bukových porastoch a 206 druhov v obhospodarovaných smrekových porastoch. Auto-

Tabuľka 4: Poradie prvých 20 najproduktívnejších druhov makromycét na lokalite Kozí chrbát
Table 4. Ranking of the top 20 most productive macromycete species at the Kozí chrbát site

Druhy/Species	Eko	kg.ha ⁻¹
<i>Amanita battarrae</i> (Boud.) Bon *	EM	12,1
<i>Agrocybe praecox</i> (Pers.) Fayod *	LS	4,76
<i>Lactarius picinus</i> Fr.	EM	3,93
<i>Lactarius blennius</i> (Fr.) Fr.	EM	3,54
<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox *	TS	2,1
<i>Craterellus cornucopioides</i> (L.) Pers. *	EM	1,62
<i>Mycetinis alliaceus</i> (Jacq.) Earle ex A.W. Wilson & Desjardin *	LS	1,6
<i>Laccaria amethystina</i> Cooke *	EM	1,4
<i>Apioperdon pyriforme</i> (Schaeff.) Vizzini *	TS	1,25
<i>Mycena pura</i> (Pers.) P. Kumm.	TS	1,04
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers. *	TS	1,0
<i>Xerocomellus porosporus</i> (Imler ex Watling) Šutara *	EM	0,96
<i>Xerocomellus pruinatus</i> (Fr.) Šutara *	EM	0,96
<i>Cortinarius hemitrichus</i> (Pers.) Fr.	EM	0,91
<i>Cantharellus cibarius</i> Fr. *	EM	0,8
<i>Cantharellus friesii</i> Quél. *	EM	0,8
<i>Hymenopellis radicata</i> (Rehder) R. H. Petersen *	LS	0,66
<i>Cystoderma carcharias</i> (Pers.) Fayod	TS	0,64
<i>Russula chloroides</i> (Krombh.) Bres.	EM	0,53
<i>Russula ochroleuca</i> Fr. *	EM	0,53
Spolu		41,12

Vysvetlivky: * – huba komerčne využiteľná, jedlá, Eko – ekotrofické skupiny – pozri tab. 2

Explanatory notes: * – commercially useful mushroom, edible, Eko – ecotrophic groups – see Table 2

ri zistili, že alfa diverzita hubových spoločenstiev sa nemenila tak ako druhové zloženie. Niektoré druhy makromycét boli potvrdené ako dobré indikátory prirodzenej zmeny lesa. Druhovú zásobu a priemerný počet druhov na plochu boli najvyššie v neobhospodarovaniých jedľovo-bukových lesoch v rezerváciách, pričom druhová diverzita sa výrazne znížila v obhospodarovaniých smrekových lesoch. Počet druhov makromycét sa výrazne znížil najmä v dôsledku zmien drevinového zloženia porastov. Treba však dodať, že viaceré na biomasu najproduktívnejšie druhy makromycét v smrekových a bukových hospodárskych porastoch patrili aj do skupiny dominantných makromycét v týchto porastoch.

Vzájomné vzťahy hubových spoločenstiev v rôznych typoch lesov skúmali aj HOFMEISTER et al. (2014). Autori na 106 lokalitách v rôznych typoch lesa v Českej republike zistili výskyt celkovo 1413 druhov makromycét, pričom EM makromycéty tvorili 29 % druhového bohatstva. Ako štatisticky veľmi významný ($p < 0,001$) sa ukázal vplyv manažmentu lesov na spoločenstvo makromycét. Autori zistili, že druhová bohatosť makromycét (β -diverzita) sa zvyšovala s vekom porastov a klesala s intenzitou lesného manažmentu. Podobne, KINGA et al. (2013) zistili, že bohatosť a produktivita TS húb (hlavných dekompozítorov opadu) závisí od množstva a kvality opadu a významne súvisí s diverzitou cievnatých rastlín. Preto v týchto spoločenstvách húb dominuje niekoľko menej náročných, nešpecifických druhov s vyššou produkciou. Avšak na plochách so smrekom sú vyššie hodnoty početnosti spôsobené najmä počtom plodníc LS druhov makromycét. V tomto hubovom spoločenstve dominujú druhy žijúce na mŕtvom dreve smreka (*Trichaptum fuscoviolaceum* (Ehrenb.) Ryvarden, *Gymnopus androsaceus* (L.) Della Magg. & Trassin., *Baeospora myosura* (Fr.) Singer) a rozšírené saprotrofné huby, napr. *Rhodocollybia butyracea*, *Paralepista flaccida* (Sowerby) Vizzini, *Linopodium filopes* (Bull.) Earle a *Mycena pura*, druhy, ktoré sme zistili aj v našich zberoch.

Z uvedeného vyplýva, že na druhové zloženie, fruktifikáciu a produktivitu mykobioty má významný vplyv drevinové zloženie porastov a druhová diverzita cievnatých rastlín – napr. v prípade EM makromycét, dostatok vhodného trofického, resp. dreveného substrátu – napr. v prípade LS makromycét, humifikačné a pôdne pomery – napr. v prípade TS druhov a vhodné klimaticko-ekologické podmienky (teplota, vlhkosť) – v prípade všetkých ekotrofických skupín makromycét. Napr. KUKLA (1995) v NPR Zadná Poľana zistil, že v pôdnom horizonte A sa hodnoty pH pohybovali od 3,57 do 4,12, čo sú podobné hodnoty aké uvádzame v tab. 1, pričom hodnoty obsahu C v pôdnom horizonte A mali hodnoty nad 13,03 kg.ha⁻¹. Podobne DUBOVÁ et al. (1995) zistili, že vo vrcholovej smrečine v NPR Zadná Poľana, počas rokov 1990 až 1993, sa hodnoty pH pôdneho horizontu A pohybovali od 3,29 do 7,22, pričom naše hodnoty pH-A boli od 3,8 do 4,02 (tab. 1). KUKLOVÁ et al. (2005) zo smrekového porastu z Poľany uvádzajú hodnotu pH 4,3 v pôdnom horizonte A a obsah C (%) bol 14,5. Z našich údajov vyplýva, že hodnota pH-A v smrekovom poraste bola od 3,8 do 4,02 a obsah C (%) bol od 10,86 do 11,38. Tieto pomery hodnôt pH a obsah uhlíka v pôde nepochybne ovplyvňujú aj produkčné pomery mykobioty skúmaného územia. Napr. MIHÁL & LUPTÁKOVÁ (2020) v umelo vysadených smrekových porastoch zistili, že z biogénnych chemických prvkov sa obsahy vápnika (Ca) a dusíka (N) v pôde, resp. ich významnosť pre produkciu biomasy plodníc, ukázali ako signifikantné pre EM makromycéty: N ($p=0,0091$) a Ca ($p=0,0223$). Podobne sa obsahy Ca v pôde ukázali ako signifikantné pre TS makromycéty ($p=0,0482$).

Produkciu biomasy plodníc makromycét môže ovplyvňovať aj stupeň imisného znečistenia lesných porastov. LAGANA et al. (2014) konštatujú, že jedľové lesy v strednej a severnej Európe sú značne poškodené rastúcim znečistením, čo sa negatívne odráža na biodiverzite a produktivite mykobioty, najmä symbiotických druhov húb. Napr. MIHÁL & CÍČÁK (2006) skúmali mykoflóru smrekových lesných porastov pod vplyvom imisií na strednom Spiši, pričom zistili, že významným dominantným druhom s vysokou abundanciou plodníc v imisných porastoch bol druh *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink, pričom vo vrcholovej smrečine na kóte Muráň (1105 m n. m.) sa v dominantnej skupine makromycét s vyššou abundanciou plodníc vyskytovali najmä druhy a rody *Hypholoma lateritium*, *Imleria badia* (Fr.) Vizzini, *Lactarius* sp., *Laccaria laccata* (Scop.) Cooke, *Mycena* sp., *Russula* sp. a *Xerocomellus chrysenteron*, ktoré v našom výskume patrili do skupiny najproduktívnejších druhov a rodov makromycét (tab. 3 a 4). Zdá sa, že aj v imisne atakovaných lesných porastoch môžu makromycéty, za prihodných klimaticko-ekologických podmienok, vyprodukovať množstvo plodníc, čo má následne vplyv aj na hodnoty produkcie biomasy makromycét. V súvislosti s tým, možno spomenúť, že hodnoty C/N v pôdnom horizonte A sa na lokalitách na strednom Spiši pohybovali od 34 do 51 % (cf. KUKLOVÁ et al., 2010), pričom pomer C/N v našich smrekových porastoch v NPR Zadná Poľana mal priemernú hodnotu 13,55 % (tab. 1). Vo všeobecnosti, nižšie hodnoty dusíka a C/N v pôde napomáhajú rozvoju EM mykobioty, pričom vyššie hodnoty dusíka a C/N stimulujú fruktifikáciu TS makromycét, čo môže byť do veľkej miery ovplyvnené aj imisným zatažením pôdy na skúmanom území.

Všetky horeuvedené faktory sú do značnej miery ovplyvňované použitou metodikou a intenzitou lesohospodárskych zásahov v manažovaných alebo imisne postihnutých lesných porastoch. Napr. MIHÁL (2023), MIHÁL & LUPTÁKOVÁ (2020) skúmali štruktúru mykobioty v obhospodarovovaných umelo vysadených smrekových porastoch na strednom Slovensku. Celkovo bolo zistených 110 druhov makromycét, z ktorých 106 druhov (96,4 %) bolo vhodných na hodnotenie produkcie biomasy plodníc. Druhy *Lactarius rufus* (Scop.) Fr. (906,14 kg.ha⁻¹) a *Amanita muscaria* (L.) Lam. (227,0) mali najvyššiu produkciu biomasy z EM makromycét, *Rhodocollybia butyracea* (174,86) a *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer (80,79 kg.ha⁻¹) z TS makromycét a *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm. (506,38) a *Tricholomopsis rutilans* (Schaeff.) Singer (46,06 kg.ha⁻¹) z LS makromycét. Najdominantnejšími EM druhmi boli *Ramaria formosa* (Pers.) Quel., *Hygrophorus pustulatus* (Pers.) Fr. a *Lactarius aurantiacus* (Pers.) Gray. Najdominantnejšími TS druhmi boli *Rhodocollybia butyracea*, *Ampulloclitocybe clavipes* (Pers) Redhead, Lutzoni, Moncalvo & Vilgalys a *Mycena cinerella* (P. Karst) P. Karst. Najviac plodníc (19 583) vyprodukovali TS druhy, najvyššie hodnoty čerstvej biomasy plodníc (5049 kg.ha⁻¹) vyprodukovali EM druhy. Naše výsledky potvrdzujú silný mykorizný potenciál EM mykobioty v závislosti od veku porastov. Vo všeobecnosti EM makromycéty dominovali v najmladších porastoch. V najstarších porastoch dominovali TS makromycéty v dôsledku vhodných pôdno-humifikačných podmienok (acidifikácia pôdy, hrúbka surového humusu, opadávanie ihličia), podobne ako je tomu v prirodzenom smrekovom lese. V smrekových lesoch tu v produkcii biomasy plodníc dominovali druhy *Amanita muscaria*, *A. rubescens* Pers., *Imleria badia*, *Laccaria laccata*, *Lactarius aurantiacus*, *Rhodocollybia butyracea* a viaceré druhy rodov *Lycoperdon*, *Russula* a *Xerocomellus*, t.j. druhy a rody, ktoré boli dominantné aj v našich zberoch na Poľane.

Vplyv rôzneho veku borovicových porastov v Španielsku na produkciu plodníc epigeických jedľých a ektomykorizných makromycét skúmali BONET et al. (2004), ktorí zistili výskyt 164 taxónov patriacich do 34 rodov húb. Osobitnú

pozornosť autori venovali jedlým a komerčne využiteľným hubám, najmä druhu *Lactarius deliciosus* (L.) Gray, ktorý je najčastejšie zbieraným druhom v týchto lesoch. Jedlé predávané druhy tvorili až 20 % celkovej biomasy plodníc. Zistil sa pozitívny vzťah medzi produkciou sporokarpov (čerstvá hmotnosť, suchá hmotnosť alebo počet sporokarpov) a druhovou bohatosťou na jednotlivých výskumných plochách. Medzi najproduktívnejšie makromycéty patrili druhy, napr. *Tricholoma imbricatum* (Fr.) P. Kumm. (2,39 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc), *Suillus luteus* (L.) Roussel (2,19), *S. variegatus* (S.) Richon & Roze (1,65), *Lactarius deliciosus* (1,36), *Hebeloma crustuliniforme* (Bull.) Quél. (1,28 kg.ha⁻¹) a iné. Bohato boli zastúpené aj jedlé druhy makromycét z rodov *Boletus*, *Clitocybe*, *Collybia*, *Hygrophorus*, *Laccaria*, *Lycoperdon* a *Russula*, ktoré sme nachádzali aj my na Poľane.

ZÁVER

Dynamika produkcie biomasy ektomykoríznych (EM), terestrických saprotrofných (TS), lignikolných saprotrofných (LS) a lignikolných parazitických (LP) makromycét bola skúmaná na dvoch lokalitách v prevažne smrekových lesoch v NPR Zadná Poľana na strednom Slovensku. Z celkovo 273 zistených druhov makromycét bolo 135 druhov vhodných na mykoprodukčné hodnotenie (49,5 % zo všetkých druhov). Najviac biomasy vyprodukovali EM druhy (175,40 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc), TS druhy (60,27), LS druhy (48,99) a LP druhy (21,29 kg.ha⁻¹). Najvyššie hodnoty produkcie (261,03 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc) dosiahli makromycéty na lokalite Hukavy, z čoho mali najvyššie hodnoty EM druhy húb (145,97 kg.ha⁻¹). Najnižšie hodnoty produkcie mali LP druhy na lokalite Kozí chrbát (0,36 kg.ha⁻¹). Všeobecne vidno trend zvyšovania produkcie biomasy v jednotlivých ekotrofických skupinách v postupnosti LP > LS > TS > EM na oboch lokalitách. V rámci lokalít mali najvyššie hodnoty druhy *Xerocomellus pruinatus* (40,5 kg.ha⁻¹), *Armillaria* sp. (14,36), *Apioperdon pyriforme* (14,25), *Lactarius controversus* (11,79) a *Xerocomellus chrysenteron* (9,6) na lokalite Hukavy a druhy *Amanita battarrae* (12,1), *Agrocybe praecox* (4,76), *Lactarius picinus* (3,93), *Lactarius blennius* (3,54) a *Rhodocollybia butyracea* (2,1 kg.ha⁻¹) na lokalite Kozí chrbát. Zaujímavé je aj zistenie, že na oboch lokalitách sa vyskytlo 14 jedlých, komerčne využiteľných, druhov makromycét, z toho 11 EM druhov na lokalite Hukavy a 12 EM druhov na lokalite Kozí chrbát, pričom jedlé huby vyprodukovali až 139,21 kg.ha⁻¹ (Hukavy) a iba 30,5 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc (Kozí chrbát). Z uvedeného vyplýva, že na celkovú hmotnosť biomasy plodníc majú významný vplyv najmä abundančné pomery hmotnostne masívnejších druhov makromycét v synergii s priaznivými klimaticko-ekologickými faktormi, ktoré podporujú výskyt širšieho druhového spektra a tiež aj fruktifikáciu makromycét. Na oboch lokalitách sa vyskytli aj viaceré vzácne alebo bioindikačné druhy makromycét, napr. druhy *Cortinarius hemitrichus*, *Entoloma byssisedum*, *E. dichroeum*, *E. versatile*, *Hydropodia subalpina*, *Hydropus marginellus*, *Inocybe petiginosa*, *Lactarius romagnesii*, *Panellus violaceofulvus*, *Paragalactinia michelii*, *Peziza saniosa* a iné, ktoré nachádzali v pralesovitých porastoch na lokalitách Hukavy a Kozí chrbát priaznivé podmienky pre ich rast. Nakoľko sa tieto zaujímavé makromycéty vyskytovali iba zriedkavo, z hľadiska produkcie biomasy plodníc dosahovali iba nízke hodnoty – najmenej biomasy vyprodukoval druh *Lactarius romagnesii* (0,06 kg.ha⁻¹) a najviac *Peziza saniosa* (1,77 kg.ha⁻¹ čerstvej hmotnosti plodníc).

Podakovanie

Práca vznikla s podporou grantového projektu VEGA 2/0001/25 „Ohrozenie pôd, rastlín a makromycétov rizikovými industriálnymi polutantmi vo vybraných lesných ekosystémoch Slovenska“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠVVŠ SR a SAV.

LITERATÚRA

- BARNA M. & MIHÁL I. 2024: Indicators of restoration in beech stands after air pollution: trees and macromycetes. *Folia Oecol.* 51, 185–195.
- BONET J. A., FISCHER C. R. & COLINAS C. 2004: The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forests of the central Pyrenees. *For. Ecol. Manage.* 203, 157–175.
- DAHLBERG A., JONSSON L. & NYLUND, J. E. 1997: Species diversity and distribution of biomass above and below ground among ectomycorrhizal fungi in an old-growth Norway spruce forest in south Sweden. *Can. J. Bot.* 75, 1323 – 1335.
- DUBOVÁ M., BUBLINEC E. & VÁLKA J. 1995: Wet deposition in the Biosphere Reserve Poľana. *Ekológia (Bratislava)*, suppl 2, 139 – 148.
- GÁPER J. 1992: Problematika a možnosti hodnotenia biomasy ektomykoríznych húb [Problematic and possibilities of evaluating the biomass of ectomycorrhizal fungi]. In: *Metodológia v produkčnej ekológii*. Vieska nad Žitavou: Arborétum Mlyňany – Ústav dendrobiológie, pp. 119–203.

- HOFMEISTER J., HOŠEK J., BRABEC M., DVOŘÁK D., BERAN M., DECKEROVÁ H., BUREL J., KŘÍŽ M., BOROVÍČKA J., BĚŤÁK J. & VAŠUTOVÁ M. 2004: Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodiv. Conserv.* 23, 2015 – 2031.
- HOLEC J. 1994: Houby šumavských bučin. *Živa*, 2, 52 – 54.
- INDEX FUNGORUM 2026: Botanic Gardens, Kew. [cit. 2026-6-19]. Dostupné na: <http://www.indexfungorum.org>.
- JANÍK R. & MIHÁL I. 2007: Influence of soil temperature and precipitation depth on the biomass production of fruiting bodies of macromycetes in a submountain beech forest stand. *J. For. Sci.* 53, 523 – 528.
- KINGA R., MORSCHHAUSER T., PÁL-FÁM F. & BOTTA-DUKÁT Z. 2013: Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in north-east Hungary. *Ecol. Res.* 28, 543–552.
- KUKLA J. 1995: Dynamics of pedochemical processes in the climax spruce forest of Zadná Poľana. *Ekológia (Bratislava)*, suppl 2, 97 – 110.
- KUKLOVÁ M., KUKLA J. & HNILIČKA F. 2010: The soil-to-herbs transfer of heavy metals in spruce ecosystems. *Polish J. Environ. Stud.* 19, 1263 – 1268.
- KUKLOVÁ M., KUKLA J. & SCHIEBER B. 2005: Individual and population parameters of *Carex pilosa* Scop. (Cyperaceae) in four forest sites in western Carpathians (Slovakia). *Polish J. Ecol.* 53, 427 – 434.
- LAGANA A., ANGIOLINI C., LOPPI S., SALERNI E., PERINI C., BARLUZZI C. & DE DOMINICIS V. 2002: Periodicity, fluctuations and successions of macrofungi in fir forests (*Abies alba* Miller) in Tuscany, Italy. *For. Ecol. Manage.* 169, 187 – 202.
- LAGANA A., SALERNI E., BARLUZZI C., PERINI C. & DE DOMINICIS V. 2014: Mycocoenology in *Abies alba* Miller woods of central-southern Tuscany (Italy). *Acta Soc. Bot. Poloniae*, 69, 293 – 298.
- LUPTÁKOVÁ E., PARÁK M. & MIHÁL I. 2018: Structure of fungal communities (Ascomycota, Basidiomycota) in Western Carpathians submontane forest stands under different managements. *Mycosphere*, 9, 1053 – 1072.
- MARTÍN-PINTO P., VAQUERIZO H., PENALVER F., OLAIZOLA J. & ORIA-DE-RUEDA J.A. 2006: Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *For. Ecol. Manage.* 225, 296 – 305.
- MIHÁL I. 1995: Abundance and production of *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink in a fir-beech forest. *Ekológia (Bratislava)*, 14, 229 – 236.
- MIHÁL I. 2002: Production of epigeic sporocarps of ectomycorrhizal fungi in differently aged Norway spruce monocultures. *Ekológia (Bratislava)*, 21, 129 – 136.
- MIHÁL I. 2012: Biomass of epigeic sporocarps of macromycetes in a submountainous beech stand exposed to cutting treatment with varied density. *Ekológia (Bratislava)*, 31, 264 – 273.
- MIHÁL I. 2023: Štruktúra symbiotickej a saprotrofnej mykobioty v kultúrnych smrečinách [Structure of symbiotic and saprotrophic mycobiota in cultivated spruce stands]. *Ekol. štúdie*, 14, 52 – 66.
- MIHÁL I. & BUČINOVÁ K. 2007: Biomass of epigeic sporocarps in submountain beech stands exposed to different immission load. *Ekológia (Bratislava)*, 26, 201 – 210.
- MIHÁL I. & CÍČÁK A. 2006: Zdravotný stav a mykoflóra smrekových porastov v imisnej oblasti stredného Spiša [Health status and mycoflora of spruce stands in the pollution area of central Spiš]. *Naturae tutela*, 10, 129 – 134.
- MIHÁL I. & GÁPER J. 1995: Epigeous sporocarp production in Poľana Biosphere Reserve Norway spruce stands. *Ekológia (Bratislava)*, 14, suppl. 2, 59 – 68.
- MIHÁL I. & LUPTÁKOVÁ E. 2020: Dynamika produkcia biomasy plodníc epigeických sporokarpov v smrekových monokultúrach (Západné Karpaty) [Dynamics of fruiting body biomass production of epigeic sporocarps in spruce monocultures (Western Carpathians)]. *Zpr. Lesn. Výzk.* 65, 197 – 207.
- PIETRAS M., DYDESKI M. K., HORODECKI P., KAŁUCKA I. L., RAWLIK M. & JAGODZIŃSKI A. M. 2025: Impact of past management practices on fungal diversity in submontane temperate forests of Stołowe Mountains National Park, Poland. *For. Ecol. Manage.* 593, 122882, doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122882.
- RUDAWSKA M., LESKI T. & STASIŃSKA M. 2011: Species and functional diversity of ectomycorrhizal fungal communities on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees on three different sites. *Ann. For. Sci.* 68, 5 – 15.
- SPEAKE R., VAN DER LINDE S., NEWTON A. C., SUZ L. M., BIDARTONDO M. I. & DONCASTER C. P. 2016: Similar biodiversity of ectomycorrhizal fungi in set-aside plantations and ancient old-growth broadleaved forests. *Biol. Conserv.* 194: 71 – 79.
- ŠŤASTNÝ P., NIEPLOVÁ E. & MELO M. 2002: Stredná ročná teplota vzduchu [Average annual air temperature]. In: MIKLÓS L., MARÁKY P. & KLINDA J. (eds.): Atlas krajiny Slovenská republika. Ministerstvo životného prostredia SR. Bratislava: Slovenská agentúra životného prostredia, p. 9.
- TÓTH B. B. & FEEST A. 2007: A simple method to assess macrofungal biomass for investigating ecological change. *Can. J. Bot.* 85, 652 – 658.
- UJHÁZY K., UJHÁZOVÁ M., BUČINOVÁ K., ČILIAK M., GLEJDURA S. & MIHÁL I. 2018: Response of fungal and plant communities to managed – induced overstorey changes in montane forests of the Western Carpathians. *Eur. J. For. Res.* 137, 169 – 183.
- VOGT K.A., EDMONDS R. L. & GRIER C. C. 1981: Biomass and nutrient concentrations of sporocarps produced by mycorrhizal and decomposer fungi in *Abies amabilis* stands. *Oecologia*, 50, 170 – 175.

DIVERZITA FAUNY CHROBÁKOV (COLEOPTERA) NA LOKALITE BECKOVSKÉ SKALICE (POVAŽSKÝ INOVEC)

OTO MAJZLAN

Ústav krajiny ekológie SAV v. v. i Bratislava, pobočka Nitra, Akademická 2, 949 01 Nitra, e-mail: oto.majzlan@savba.sk

Diversity of the Beetle (Coleoptera) Fauna at the Beckovské Skalice Site (Považský Inovec Mts.)

Abstract: The paper presents the entomological research at the site of Beckovské Skalice in 2005 and 2025. The beetles (Coleoptera) extracted from the study material may be classified into 713 species including the faunistically significant: *Psammodius asper*, *Tetrabrachys connatus*, *Synchita mediolanensis*, *Eustrophus dermestoides*, *Mycterus curculioides*, *Dibolia cryptocephala*, *Brachysomus subnudus*, *Coryssomerus capucinus*. These species migrate along the Váh river valley towards north.

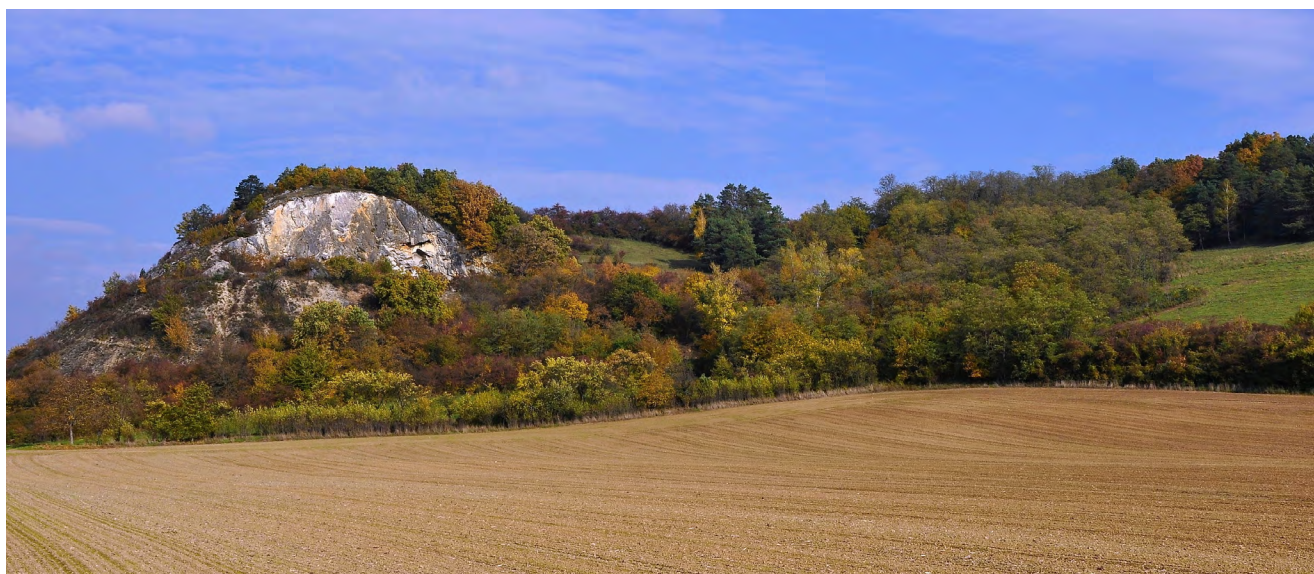
Key words: Coleoptera, faunistic research, nature reserve

ÚVOD

Údolie Váhu predstavuje významný biokoridor nadnárodného významu pre migráciu teplomilných druhov na sever Slovenska. Na problém s druhom liskavky *Entomoscelis sacra* na lokalitách v oblasti tzv. Beckovskej brány poukazuje MÁJ-SKY (2002). Niektoré skupiny hmyzu spracoval v danej oblasti JANSKÝ (2010). V ostatnom čase sme realizovali výskum fauny chrobákov na troch lokalitách v oblasti Tematínskych vrchov (MAJZLAN et al. 2000; MAJZLAN & FEDOR 2001) a na lokalite Beckovské Skalice v roku 2005 (MAJZLAN 2006).

SLEDOVANÉ ÚZEMIE

Beckovské Skalice boli vyhlásené za prírodnú rezerváciu v roku 2003 (obr. 1). Sú súčasťou obalovej série Považského Inovca a pokračovaním Tematínskych vrchov. Geologickým podložím sú vápence s výskytom povrchových škrapov,



Obr. 1: Beckovské Skalice z južnej strany, foto: J. Májsky

Fig. 1. Beckovské Skalice from the south side, photo: J. Májsky



Obr. 2: Moerickeho misky exponované na zemi v roku 2005, foto: O. Majzlan
Fig. 2: Moericke's bowls exposed on the ground in 2005, photo: O. Majzlan



Obr. 3: Nárazová pasca na lokalite v roku 2025, foto: O. Majzlan
Fig. 3: Impact trap at the site in 2025, photo: O. Majzlan

do malej miery skrasovatelé. Najvyšším bodom je kóta Lipky (374 m n. m.), kde sa vyskytujú metamorfované bezvápenaté horniny. Vrcholové partie lokality tvorí orná pôda, ktorá vznikla nánosom spraší. Územie je porastené xerofilnou vegetáciou s krovinami (drieň, lieska, trnka), ojedinele je zastúpený dub plstnatý. Na opustených pasienkoch rastú plané čerešne a borievky. Z bylín sú zastúpené niektoré indikačné druhy: *Adonis vernalis*, *Brachypodium pinnatum*, *Stipa capillata*, *Stipa joannis*, *Linum hirsutum*, *Gentiana cruciata*, *Chamaecytisus triflorus*, *Orchis tridentata*, *Inula ensifolia*, *Calluna vulgaris* a i.

Sledované územie patrí do k. ú. Beckov, číslo mapovacieho štvorca 7273, expozícia západná a juho-západná, súradnice plochy: 48°46'34.91"N, 17°53'38.9"E, 290 m n. m.

METODIKA A MATERIÁL

V rokoch 2004 a 2005 boli na lokalite exponované Moerickeho misky na drevinách vo výške cca 1,5 metra a na povrchu pôdy (obr. 2). Žlté sfarbené misky boli naplnené 1 % roztokom formaldehydu s kvapkou zmáčadla (saponát). Vzorok boli odoberané v 2 – 3 týždňových intervaloch. V roku 2005 boli použité aj doplnujúce metodiky – zemné pasce, presevy pôdy a individuálny zber. Moerickeho misky v roku 1999 založil a vyberal kolega Pavol Deván. V roku 2025 sme na sledovanej lokalite exponovali dva nárazové lapače (obr. 3). Tieto boli exponované na stepnom bezlesí a na okraji lesa. Výber bol realizovaný v mesačných intervaloch

VÝSLEDKY

Druhovú zloženie chrobákov v sledovaných rokoch je viac-menej rozdielne. Prevalencia druhovej diverzity z roku 2005 je daná využitím viacerých metód získavania študijných vzoriek. Hojne boli zastúpené druhy čeľade Curculionidae, ktorých podiel v roku 2005 predstavoval viac ako 70 % v porovnaní s rokom 2025. V spoločenstve chrobákov boli hojnejšie zastúpené epigeické a hypogeické druhy z čeľadi Carabidae a Leiodidae.

Na sledovanej lokalite bolo v roku 2005 zistených celkovo 390 druhov chrobákov zo 62 čeľadi. Zaznamenané boli typické xerotermofilné druhy: *Cymindis humeralis*, *Sisypheus schaefferi*, *Psammodytes asper*, *Anthaxia candens*, *Cerapheles terminatus*, *Tetrabrachys connatus*, *Synchita mediolanensis*, *Eustrophus dermestoides*, *Vanonus pruinatus*, *Mycterus curculioides*, *Cheilotoma musciformis*, *Dibolia cryptocephala*, *Dibolia depressiuscula*, *Trachyploeus asperatus*, *Trachyploeus spinimanus*, *Brachysomus subnudus*, *Pachytychius sparsutus*, *Baris villae*, *Coryssomerus capucinus*.

Z hľadiska metodiky zberu sú zaujímavé poznatky o apterných formách chrobákov (*Otiorynchus velutinus*, *Trachyploeus asperatus*, *Trachyploeus spinimanus*, *Brachysomus subnudus*), ktoré sa dostali do zavesených misiek nad terénom. Podobné poznatky sme zistili aj pri metodike Malaisého pasce na Devínskej Kobyle (MAJZLAN 1997).

V roku 2025 sme metodikou nárazových lapačov zistili celkovo 340 druhov chrobákov, z nich viacero xerotermofilných druhov chrobákov: *Lebia cruxminor*, *Abemus chloropterus*, *Ocyrops mus*, *Claviger testaceus*, *Eucinetus hopfgarteni*, *Trachys troglodytes*, *Oedostethus quadripustulatus*, *Biphyllus lunatus*, *Isomira antennata*, *Theophilea subcylindricollis*, *Cryptocephalus signatiformis*, *Cryptocephalus trimaculatus*, *Psylliodes instabilis*, *Malvapion malvae*, *Coryssomerus capucinus*, *Ischnus foliorum*.

Diverzita fauny chrobákov je na sledovanom území veľmi vysoká. Lokalita predstavuje významné refúgium panónskych druhov, ktoré infiltrujú dolinou Váhu.

Poznámky k významným druhom chrobákov

Entomoscelis suturalis

Ponto-mediteránný druh, rozšírený je v juhovýchodnej Európe a v Malej Ázii, zasahuje aj na Slovensko. Hojne je rozšírený v oblasti tzv. Beckovskej brány (obr. 4). Vyskytuje sa na Slovensku, napr. v prírodných rezerváciách Hájnica, Sychrov a Beckovské Skalice. Zistený bol aj v Bábe, na Zobori pri Nitre a na Devínskej Kobyle. ROUBAL (1937 – 41) charakterizuje tento druh ako garidobiont, imága často estvivujú (letný spánok). *Entomoscelis sacra* sa vyskytuje len na Blízkom východe (WARCHALOWSKI 2003).



Obr. 4: Typický druh lokality *Entomoscelis suturalis*, foto: J. Májsky
Fig. 4: Typical species for the site *Entomoscelis suturalis*, photo: J. Májsky

Liskavka hlaváčiková (*Entomoscelis adonidis*) žije na viacerých rastlinách z čeľade Brassicaceae (rody *Erysimum*, *Brassica*, *Sisymbrium*, *Capsella*, *Beta*). Rozšírená je v okolí Čierneho a Kaspického mora, na území Kazachstanu, zasahuje až do Číny a obýva aj alpske polohy Álp. V Poľsku je vzácna (WARCHALOWSKI 1973). Na Slovensku bola zistená hlavne na východe územia (Silická Brezová). Na niektorých lokalitách (PR Hájnica) bolo v rokoch 2000 – 2001 larvami liskavky hlaváčikovej napadnutých až 90 % kvetov hlaváčika jarného. V roku 2002 sa situácia stabilizovala a počet napadnutých kvetov bol len 10 % (MÁJSKY 2002). V prvom roku výskumu chrobákov sme na lokalite Beckovské Skalice nezistili ani jeden exemplár liskavky hlaváčikovej, aj napriek tomu, že metodika žltých Moerickeho misky bola vhodná. Je to termofil a oligofág. Je však otázne či je ektofolifág na *Adonis vernalis* (RHEINHMMER & HASSLER 2018).

Trechus nigrinus

20. 6. 2025 / 1 ex. Zistený aj na lokalite Medovarce, Krupinská vrchovina 16. 5. 2025 / 1 ex. Na Slovensku vzácny a lokálny druh. Det. R. Láska.

Eucinetus hopffgarteni

Druh z čeľade Eucinetidae, v ostatnom čase sa populačná hustota mierne zvyšuje. Vo väčšom množstve zistený napr. na lokalite Medovarce (MAJZLAN 2025).

Attaephilus arenarius

12. 7. 2005 / 1 ex. Zistený vo farebných miskách. Ponto-mediteránny druh, na Slovensku lokálny a vzácny. Je to myrmekofil, viazaný na mravca *Aphaenogaster structor* (ROUBAL 1930).

Trachys troglodytes

5. 5. 2025 / 2 ex. Zistený v nárazovej pasci. Na Slovensku menej častý druh, preferuje lúčne biotopy.

Oedostethus quadripustulatus

5. 7. 2025 / 1 ex. Druh z čeľade Elateridae, obývajúcí vlhkejšie biotopy. Na Slovensku lokálny výskyt, viac na severe územia.

Malthinus bilineatus

20. 7. 2025 / 1 ex. Jeden z najmenších druhov rodu (3,5 – 4 mm). Na Slovensku ojedinelý výskyt, pravdepodobne prehliadaný.

Mycterus curculioides

5. 8. 2005 / 1 ex. Výskyt na kvetoch. Na Slovensku nie je hojný, lokálny druh.

Cryptocephalus trimaculatus

12. 7. 2025 / 1 ex. Na Slovensku veľmi vzácny výskyt. Je podobný ako hojný druh *Cryptocephalus moraei*. Žije na duboch. ROUBAL (1937 – 41) uvádza ako jeho živnú rastlinu *Rubus caesius*.

Psylliodes circumdatus

12. 7. 2025 / 1 ex., Beckovské Skalice. Žije na rôznych rastlinách z čeľade Brassicaceae (rody *Bunias*, *Brassica*, *Sinapis*). Doposiaľ známy jeden údaj zo Slovenska (Malé Trakany). Na Slovensku extrémne vzácny druh (ČÍŽEK & DOGUET 2008).

Psylliodes instabilis

15. 8. 2005 / 3 ex., 5. 8. 2025 / 2 ex. Xerotermikol, na stepných bezlesiach. Na Slovensku lokálny výskyt.

Theophilea subcylindricollis

16. 6. 2025 / 1 ex. Pratikolný druh fuzáča, ktorý sa v ostatných 30 rokoch šíri na celé územie Slovenska. Pozorovaný na *Urtica dioica* ako živnej rastline.

SÚHRN

Výskum diverzity chrobákov (Coleoptera) na lokalite Beckovské Skalice sme realizovali v rokoch 2005 a 2025. Celkove sme zistili na sledovanom území 730 druhov. Mnohé druhy chrobákov sú xerotermofilné, indikujú sledovaný biotop. Patria sem napríklad druhy: *Eustrophus dermestoides*, *Mycterus curculioides*, *Dibolia cryptocephala*, *Brachysomus subnudus*, *Coryssomerus capucinus*, *Synchita mediolanensis*, *Entomoscelis suturalis*, *Psylliodes circumdatus*, *Cryptocephalus trimaculatus*, *Attaepphilus arenarius*, *Trechus nigrinus* a i.

Podakovanie

Za poskytnutie vzoriek hmyzu z roku 2025 ďakujem Marekovi Semelbauerovi.

LITERATÚRA

- ČÍŽEK P. & DOGUET S. 2008: Klíč k určování dřepčíku Česka a Slovenska. Městské muzeum Nové Město nad Metují: 232 pp.
- JANSKÝ V. 2010: Entomofauna prírodnej rezervácie Beckovské Skalice. Pp. 39 – 42. In: MÁJSKY J. & RAJCOVÁ K. *Zborník inventarizačných výskumov PR Beckovské Skalice*. 68 pp.
- MÁJSKY J. 2002: Škodca hlaváčka jarného na strednom Považí neustupuje. *Hmyz* 4: 76.
- MAJZLAN O. 1997: Efficiency of various traps in studying weevil (Coleoptera, Curculionidae) communities: A comparasion. *Biologia*, Bratislava, 52: 309 – 312.
- MAJZLAN O. 2006: Chrobáky (Coleoptera) na PR Beckovské Skalice v Považskom Inovci. *Sborník přírodověd. klubu v Uh. Hradišti*, 8: 169 – 180.
- MAJZLAN O. 2005: Chrobáky (Cooleoptera) v okolí Medovarce (Krupinská vrchovina). *Ochrana přírody*, B. Bystrica, 46: 49 – 81.

- MAJZLAN O., BUCSEK K., ŠTEPANOVIČOVÁ O. & FEDOR P. J. 2000: Vybrané skupiny hmyzu (Coleoptera, Lepidoptera, Heteroptera, Blattodea, Ensifera et Caelifera) Tematínských vrchov na lokalite Lúka (Považský Inovec). *Sborník prírodoved. klubu v Uh. Hradišti*, 5: 246 – 261.
- MAJZLAN O. & FEDOR P. J. 2001: Vybrané skupiny hmyzu (Coleoptera, Lepidoptera, Ensifera et Caelifera) navrhovanej CHKO Tematínske vrchy na lokalite Lúka-Ihelník a Lúka PR Kňazí vrch. *Ochrana prírody*, 19, B. Bystrica: 75 – 102.
- RIENNEHEIMER J. & HASSLER M. 2018: Die Blattkäfer Baden-Württenbergs, Karlsruhe: 484 – 485.
- ROUBAL J. 1930: Katalog Coleopter Slovenska a Podkarpatska. 1, Praha, 527 pp.
- ROUBAL J. 1937 – 41: Katalog Coleopter Slovenska a Východních Karpat. 3, Praha, 363 pp.
- WARCHALOWSKI A. 2003: Chrysomelidae. Warszawa. 600 pp.
- WARCHALOWSKI A. 1973: Klucze do oznaczania owadów Polski. Coleoptera Chrysomelidae. Cz. XIX., PWN Warszawa, 79 pp.

Tabuľka 1: Chrobáky (Coleoptera) zistené na lokalite Beckovské Skalice v rokoch 2005 a 2025
Table 1. Beetles (Coleoptera) found at the Beckovské Skalice site in 2005 and 2025

Čeľad/druh Family/species	2005	2025
Carabidae		
<i>Abax ovalis</i> (Dufstschmid, 1812)	4	
<i>Abax parallelepipedus</i> (Pill. et Mitt., 1783)	2	
<i>Acupalpus flavicollis</i> (Sturm, 1825)		1
<i>Acupalpus luteatus</i> (Duftschmid, 1812)		1
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)		1
<i>Amara anthobia</i> Villa, 1833		2
<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790)		2
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828	2	
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)		2
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	10	
<i>Aptinus bombardia</i> (Illiger, 1800)	5	
<i>Badister sodalis</i> (Duftschmid, 1812)		3
<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)		1
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Brachinus explodens</i> Duftschmid, 1812		2
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	8	
<i>Calosoma inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	3	
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	3	
<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799	2	
<i>Cicindela campestris</i> Linnaeus, 1758	1	
<i>Cylindera germanica</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Cymindis humeralis</i> (Fourcroy, 1785)	2	
<i>Demetrias atricapillus</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Diachromus germanus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Dromius quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)		3
<i>Drypta dentata</i> (Rossi, 1790)	1	
<i>Harpalus griseus</i> (Panzer, 1796)		1
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)	8	3
<i>Laemostenus terricola</i> (Herbst, 1784)	1	

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Lebia cruxminor</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)	1	
<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)		2
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)		3
<i>Philorhizus notatus</i> Stephens, 1827		1
<i>Platyderes rufus</i> (Duftschmid, 1812)		1
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	3	
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	2	
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)		5
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	9	
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)		1
<i>Syntomus foveatus</i> (Fourcroy, 1785)		1
<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	2	
<i>Tachys bistratus</i> (Duftschmid, 1812)	1	1
<i>Trechus nigrinus</i> Putzeys, 1847		1
<i>Trechus pulchellus</i> Putzeys, 1846	2	
<i>Zabrus spinipes</i> (Fabricius, 1798)	2	
Dytiscidae		
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
Hydrophilidae		
<i>Cercyon granarius</i> Erichson, 1837		2
Histeridae		
<i>Atholus bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Atholus corvinus</i> (Germar, 1817)		2
<i>Dendrophilus punctatus</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Gnathoncus buyssoni</i> Auzat, 1917		1
<i>Gnathoncus nannetensis</i> (Marseul, 1862)	2	1
<i>Hister belluo</i> Truqui, 1852	1	3
<i>Hister illigeri</i> Duftschmid, 1805	3	1
<i>Hister unicolor</i> Linnaeus, 1758		1
<i>Margarinotus obscurus</i> (Kugelann, 1792)	1	1
<i>Margarinotus purpurascens</i> (Herbst, 1792)		1
<i>Margarinotus terricola</i> (Germar, 1824)		1
<i>Onthophilus affinis</i> Redtenbacher, 1849	1	1
<i>Paromalus flavicornis</i> (Herbst, 1792)		12
<i>Platysoma compressum</i> (Herbst, 1783)		1
<i>Platysoma lineare</i> Erichson, 1834		1
<i>Platysoma minor</i> (Rossi, 1792)		1
<i>Saprinus planiusculus</i> Motschulsky, 1849		1

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Saprinus semistriatus</i> (Scriba, 1790)	1	4
<i>Teretrius fabricii</i> Mazur, 1972		2
Silphidae		
<i>Oiceoptoma thoracica</i> (Linnaeus, 1758)		1
Leiodidae		
<i>Agathidium badium</i> Erichson, 1845		1
<i>Amphicyllis globiformis</i> (Sahlberg, 1833)	2	
<i>Attaephilus arenarius</i> (Hampe, 1852)	1	
<i>Catops fuliginosus</i> Erichson, 1837	5	
<i>Catops grandicollis</i> Erichson, 1837	4	
<i>Catops chrysomeloides</i> (Panzer, 1798)	2	
<i>Catops nigricans</i> (Spence, 1815)	4	
<i>Catops nigriclavus</i> (Spence, 1815)	1	
<i>Catops picipes</i> (Fabricius, 1792)	1	
<i>Colon bidentatum</i> (Sahlberg, 1834)	1	
<i>Choleva agilis</i> (Illiger, 1798)		1
<i>Choleva cisteloides</i> (Frölich, 1799)	2	
<i>Choleva paskoviensis</i> Reitter, 1913	6	
<i>Choleva reitteri</i> Petri, 1915		1
<i>Liodropia serricornis</i> (Gyllenhal, 1816)		2
<i>Leiodes polita</i> (Marsham, 1802)	2	
<i>Nargus badius</i> (Sturm, 1839)	1	
<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)	7	
Staphylinidae-Scaphidinae		
<i>Scaphisoma agaricinum</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier, 1790		1
Staphylinidae-Dasycterinae		
<i>Dasycerus sulcatus</i> Brongniart, 1800	2	
Staphylinidae		
<i>Abemus chloropterus</i> Panzer, 1796		1
<i>Aleochara lata</i> Gravenhorst, 1802		1
<i>Domene scabricollis</i> (Erichson, 1840)	2	
<i>Habrocerus capillaricornis</i> (Gravenhorst, 1806)		6
<i>Hapalaraea floralis</i> (Paykull, 1789)		2
<i>Mycetoporus clavicornis</i> (Stephens, 1832)		1
<i>Ocypus mus</i> Brullé, 1832		1
<i>Ontholestes murinus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Ontholestes haroldi</i> (Eppelsheim, 1844)		1
<i>Oxyporus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Paederus litoralis</i> Gravenhorst, 1802	2	
<i>Philonthus concinnus</i> (Gravenhorst, 1802)	1	

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Philonthus corruscus</i> (Gravenhorst, 1802)	5	
<i>Philonthus corvinus</i> Erichson, 1839	3	
<i>Philonthus politus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Philonthus splendens</i> (Fabricius, 1792)	4	
<i>Philonthus varians</i> (Paykull, 1802)	8	
<i>Quedius balticus</i> Korge, 1960		6
<i>Quedius cruentus</i> (Olivier, 1795)		6
<i>Staphylinus caesareus</i> Cederhjelm, 1798	8	2
<i>Staphylinus erythropterus</i> Linnaeus, 1758	1	
<i>Tachinus corticinus</i> Gravenhorst, 1802		1
<i>Tachinus fimetarius</i> Gravenhorst, 1802		1
<i>Tachyporus abdominalis</i> (Fabricius, 1781)	8	
Staphylininae-Pselaphinae		
<i>Batrisodes adnexus</i> (Hampe, 1863)		3
<i>Bryaxis clavicornis</i> (Panzer, 1809)		4
<i>Rybaxis longicornis</i> (Leach, 1817)		3
<i>Pselpahus heisei</i> Herbst, 1792		2
<i>Claviger testaceus</i> Preyssler, 1790		1
<i>Brachygluta haematica</i> (Reichenbach, 1813)		2
Clambidae		
<i>Clambus pubescens</i> Redtenbacher, 1849		3
Eucinetidae		
<i>Eucinetus haemorrhoidalis</i> (Germar, 1818)		1
<i>Eucinetus hopffgarteni</i> Reitter, 1885		3
Helodidae		
<i>Elodes pseudominuta</i> Klausnitzer, 1971	4	
Dascillidae		
<i>Dascillus cervinus</i> (Linnaeus, 1758)		1
Lucanidae		
<i>Aesalus scarabaeoides</i> (Panzer, 1794)		5
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)		3
<i>Platycerus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	1	
Geotrupidae		
<i>Odonteus armiger</i> (Scopoli, 1772)	2	2
<i>Trypocopris vernalis</i> (Linnaeus, 1758)	10	1
Ochodaeidae		
<i>Ochodaeus chrysomeloides</i> (Schränk, 1781)	1	
Scarabaeidae		
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)		1
<i>Aphodius fimetarius</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Aphodius pedellus</i> (De Geer, 1774)		2

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Calamosternus granarius</i> (Linnaeus, 1767)		4
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	2	4
<i>Esymus pusillus</i> (Herbst, 1789)		2
<i>Euheptaulacus villosus</i> (Gyllenhal, 1806)		1
<i>Euorodalus coenosus</i> (Panzer, 1798)		2
<i>Chilo thorax distinctus</i> (Müller, 1776)		1
<i>Melinopterus prodromus</i> (Brahm, 1790)	5	3
<i>Miltotrogus vernus</i> (Germar, 1823)	1	
<i>Omaloplia ruricola</i> (Fabricius, 1775)	1	2
<i>Onthophagus furcatus</i> (Fabricius, 1781)		8
<i>Onthophagus nuchicornis</i> (Linnaeus, 1758)		3
<i>Onthophagus ovatus</i> (Linnaeus, 1767)	3	7
<i>Onthophagus vacca</i> (Linnaeus, 1767)		1
<i>Onthophagus verticicornis</i> (Laicharting, 1781)		4
<i>Onthophagus coenobita</i> (Herbst, 1783)		2
<i>Oxythyrea funesta</i> (Poda, 1761)	7	13
<i>Phalacrothorus biguttatus</i> Germar, 1824		2
<i>Phyllopertha horticola</i> (Linnaeus, 1758)	8	
<i>Pleurophorus caesus</i> (Creutzer, 1796)	2	
<i>Protaetia affinis</i> (Andersch, 1797)		5
<i>Protaetia cuprea</i> (Herbst, 1782)		1
<i>Psammodytes asper</i> (Fabricius, 1775)	1	
<i>Rhysemus germanus</i> (Linnaeus, 1758)	4	
<i>Serica brunnea</i> (Linnaeus, 1758)		4
<i>Sisyphus schaefferi</i> (Linnaeus, 1758)	12	3
<i>Tropinota hirta</i> (Poda, 1761)	6	
<i>Valgus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Vollinus sticticus</i> (Panzer, 1798)		1
Byrrhidae		
<i>Byrrhus fasciatus</i> (Forster, 1771)		2
Buprestidae		
<i>Agrilus angustulus</i> (Illiger, 1803)	1	
<i>Agrilus convexicollis</i> Redtenbacher, 1849		2
<i>Agrilus hyperici</i> (Creutzer, 1799)	5	1
<i>Agrilus laticornis</i> (Illiger, 1803)	2	
<i>Agrilus viridis</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Anthaxia candens</i> (Panzer, 1787)	2	
<i>Anthaxia fulgurans</i> (Schränk, 1787)	1	
<i>Anthaxia godeti</i> Castelnau et Gory, 1847	3	
<i>Anthaxia manca</i> (Linnaeus, 1767)	2	
<i>Anthaxia nitidula</i> (Linnaeus, 1758)	6	

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Anthaxia quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Anthaxia salicis</i> (Fabricius, 1777)		1
<i>Trachys fragariae</i> Brisout, 1874	4	
<i>Trachys troglodytes</i> Schoenherr, 1817		2
<i>Trachys minutus</i> (Linnaeus, 1758)	3	2
Elateridae		
<i>Adrastus limbatus</i> (Fabricius, 1776)	3	
<i>Agriotes lineatus</i> (Linnaeus, 1767)	3	
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Ampedus sanguineus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Athous bicolor</i> (Goeze, 1777)	2	2
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792)		8
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758)	2	1
<i>Diacanthous undatus</i> (De Geer, 1774)		1
<i>Hemicrepidius hirtus</i> (Herbst, 1784)	1	
<i>Kibunea minuta</i> (Linnaeus, 1758)	2	5
<i>Melanotus brunnipes</i> (Germar, 1824)	4	1
<i>Melanotus crassicollis</i> (Erichson, 1758)		2
<i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)		3
<i>Melanotus villosus</i> (Fourcroy, 1785)	1	8
<i>Oedostethus quadripustulatus</i> (Fabricius, 1792)		1
<i>Neopristilophus depressus</i> (Germar, 1822)		1
<i>Prosternon chrysocomum</i> (Germar, 1843)		1
<i>Prosternon tessellatum</i> (Linnaeus, 1758)	7	1
<i>Quasimus minutissimus</i> (Germar, 1817)	3	
<i>Selatosomus aeneus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Synaptus filiformis</i> (Fabricius, 1781)	10	
Throscidae		
<i>Trixagus dermestoides</i> (Linnaeus, 1766)	5	3
<i>Trixagus duvali</i> (Bonvouloir, 1859)	4	1
<i>Trixagus elateroides</i> (Heer, 1841)	2	4
Eucnemidae		
<i>Isorhipis marmottani</i> Bonvouloir, 1871		1
<i>Melasis buprestoides</i> (Linnaeus, 1761)		2
<i>Nematodes filum</i> (Fabricius, 1801)	1	1
<i>Dromeolus barnabita</i> (Villa, 1838)		1
<i>Eucnemis capucina</i> Ahrens, 1812	4	
<i>Hylis cariniceps</i> (Reitter, 1902)	1	
<i>Microrhagus pygmaeus</i> (Fabricius, 1792)	1	2
Homalisidae		

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Omalisus fontisbellaquei</i> (Geoffroy, 1762)	1	
Lampyridae		
<i>Phosphaenus hemipterus</i> (Geoffroy, 1762)	4	
<i>Phausis splendidula</i> (Linnaeus, 1767)		1
Drilidae		
<i>Drilus concolor</i> Ahrens, 1812	3	
Cantharidae		
<i>Ancistronycha violacea</i> (Paykull, 1789)	1	
<i>Cantharis bicolor</i> Herbst, 1784	3	2
<i>Cantharis lateralis</i> Linnaeus, 1758	4	
<i>Cantharis pallida</i> Goeze, 1777	3	
<i>Malthinus balteatus</i> Suffrian, 1851		2
<i>Malthinus biguttatus</i> (Paykull, 1800)		4
<i>Malthinus bilineatus</i> Kiesenwetter, 1852		1
<i>Malthinus flaveolus</i> (Herbst, 1786)		4
<i>Malthinus fibulatus</i> Kiesenwetter, 1852		1
<i>Malthinus seriepunctatus</i> Kiesenwetter, 1851		2
<i>Malthodes dispar</i> (Germar, 1824)		1
<i>Malthodes fasciatus</i> (Olivier, 1790)		3
<i>Malthodes guttifer</i> Kiesenwetter, 1852		2
<i>Malthodes marginatus</i> (Latreille, 1806)		2
<i>Malthodes pumilus</i> (Brébisson, 1835)		1
<i>Metacantharis discoidea</i> (Ahrens, 1812)		3
<i>Silis nitidulus</i> (Fabricius, 1792)		1
<i>Ragonycha atra</i> (Linnaeus, 1767)		2
<i>Rhagonycha elongata</i> (Fallén, 1807)	2	
<i>Rhagonycha fulva</i> (Scopoli, 1763)		1
<i>Rhagonycha lutea</i> (Müller, 1764)		1
<i>Rhagonycha testacea</i> (Linnaeus, 1758)		5
Dermestidae		
<i>Dermestes undulatus</i> Brahm, 1790	2	1
<i>Trogoderma versicolor</i> (Creutzer, 1799)	3	
<i>Megatoma undata</i> (Linnaeus, 1758)	1	
Bostrichidae		
<i>Lyctus pubescens</i> Panzer, 1862	2	
<i>Xylopertha retusa</i> (Olivier, 1790)	1	
Ptinidae		
<i>Anitys rubens</i> (Hoffmann, 1803)		4
<i>Anobium punctatum</i> (De Geer, 1774)	3	
<i>Caenocara affinis</i> (Sturm, 1837)		2
<i>Dorcatoma dresdensis</i> Herbst, 1792	2	1

Čeľad/druh Family/species	2005	2025
<i>Dryophilus pusillus</i> (Gyllenhal, 1806)	3	
<i>Ernobius longicornis</i> (Sturm, 1837)	2	
<i>Gastrallus knizeki</i> Zahradnik, 1996		1
<i>Gastrallus laevigatus</i> (Olivier, 1790)		2
<i>Hadrobregmus denticollis</i> (Creutzer, 1796)		4
<i>Lasioderma serricorne</i> (Fabricius, 1792)		2
<i>Priobium carpini</i> (Herbst, 1793)	1	3
<i>Pseudoptilinus fissicollis</i> (Reitter, 1877)		2
<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	4	1
<i>Ptinomorphus imperialis</i> (Linnaeus, 1767)	2	
<i>Ptinus raptor</i> Sturm, 1837	2	
<i>Ptinus sexpunctatus</i> Panzer, 1795		2
<i>Ptinus schlerethi</i> Reitter, 1884		1
<i>Xestobium rufovillosum</i> (De Geer, 1774)		2
<i>Xyletinus laticollis</i> (Duftschmid, 1825)	2	
<i>Xyletinus longitarsis</i> Jansson, 1942		1
<i>Xyletinus pectinatus</i> (Fabricius, 1792)	2	
<i>Xyletinus subrotundatus</i> Lareynie, 1852	4	1
Trogositidae		
<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus, 1761)		2
<i>Grynocharis oblonga</i> (Linnaeus, 1758)		1
Cleridae		
<i>Clerus mutillarius</i> Fabricius, 1775		2
<i>Denops albofasciatus</i> (Charpentier, 1825)		1
<i>Necrobia ruficollis</i> (Fabricius, 1775)		2
<i>Tilloidea unifasciata</i> (Fabricius, 1787)	1	2
<i>Tillus elongatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	4
<i>Trichodes apiarius</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Thanasimus formicarius</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Opilo mollis</i> (Linnaeus, 1758)	1	
Dasytidae		
<i>Danacea marginata</i> (Küster, 1851)	27	
<i>Danacea nigritarsis</i> (Küster, 1850)	67	
<i>Dasytes cyaneus</i> (Fabricius, 1775)	1	
<i>Dasytes plumbeus</i> (Müller, 1776)	2	
<i>Dasytes niger</i> (Linnaeus, 1761)		8
<i>Dasytes obscurus</i> Gyllenhal, 1813		2
Lymexylonidae		
<i>Hylecoetus dermestoides</i> (Linnaeus, 1761)		2
Malachiidae		
<i>Anthocomus rufus</i> (Herbst, 1786)	1	

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Celidus equestris</i> (Fabricius, 1781)		2
<i>Celidus humeralis</i> Morawitz, 1861		3
<i>Cerapheles terminatus</i> (Ménétriés, 1832)	1	
<i>Charopus concolor</i> (Fabricius, 1801)		1
<i>Troglops albicans</i> (Linnaeus, 1767)		1
Nitidulidae		
<i>Boragogethes symphyti</i> (Heer, 1841)	2	
<i>Brassicogethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)	7	27
<i>Brassicogethes coracinus</i> Sturm, 1845	5	
<i>Carpophilus bipustulatus</i> (Heer, 1841)	2	
<i>Carpophilus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Carpophilus sexpustulatus</i> (Fabricius, 1791)	1	1
<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius, 1787)		8
<i>Cryptarcha undata</i> (Olivier, 1790)		9
<i>Cychramus variegatus</i> (Herbst, 1792)		1
<i>Epuraea biguttata</i> (Thunberg, 1784)		2
<i>Epuraea binotata</i> Reitter, 1872		1
<i>Epuraea depressa</i> (Illiger, 1798)	1	
<i>Epuraea guttata</i> (Olivier, 1790)		2
<i>Epuraea unicolor</i> (Olivier, 1790)		2
<i>Glischrochilus hortensis</i> (Fourcroy, 1775)	2	2
<i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (Fabricius, 1776)		11
<i>Meligethes atratus</i> (Olivier, 1790)		32
<i>Nitidula carnaria</i> (Schaller, 1783)		1
<i>Odonthogethes denticulatus</i> (Heer, 1841)	2	
<i>Omosita colon</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Pocadius ferrugineus</i> (Fabricius, 1775)	1	1
<i>Pria dulcamarae</i> (Scopoli, 1763)		2
<i>Soronia grisea</i> (Linnaeus, 1758)	2	16
<i>Stelidota geminata</i> (Say, 1825)		1
<i>Thalycra fervida</i> (Olivier, 1790)	1	
Monotomidae		
<i>Monotoma brevicollis</i> Aubé, 1837		2
<i>Monotoma angusticollis</i> Gyllenhal, 1827		1
<i>Monotoma longicollis</i> (Gyllenhal, 1827)		2
<i>Rhizophagus picipes</i> (Olivier, 1790)		2
<i>Rhizophagus ferrugineus</i> (Paykull, 1800)	1	4
Sphindidae		
<i>Aspidiphorus orbicularis</i> (Gyllenhal, 1808)		2
Cucujidae		
<i>Cryptolestes ferrugineus</i> (Stephens, 1831)		1

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Pediacus dermestoides</i> (Fabricius, 1792)		5
<i>Laemophloeus monilis</i> (Fabricius, 1787)		1
<i>Placonotus testaceus</i> (Fabricius, 1787)		2
Silvanidae		
<i>Ahasverus advena</i> (Waltl, 1832)	1	1
<i>Silvanus bidentatus</i> (Fabricius, 1792)	2	2
<i>Uleiota planata</i> (Linnaeus, 1758)		3
Phalacridae		
<i>Olibrus bicolor</i> (Fabricius, 1792)		2
<i>Olibrus aeneus</i> (Fabricius, 1792)	1	
<i>Stilbus testaceus</i> (Panzer, 1797)	2	
Cryptophagidae		
<i>Antherophagus pallens</i> (Linnaeus, 1758)	3	
<i>Atomaria atra</i> (Herbst, 1793)		5
<i>Cryptophagus affinis</i> Sturm, 1845		1
<i>Cryptophagus denticulatus</i> Heer, 1841		1
<i>Cryptophagus punctipennis</i> Brisout, 1863		1
<i>Cryptophagus reflexus</i> Rey, 1889	1	2
<i>Micrambe bimaculata</i> (Panzer, 1798)		1
<i>Ootypus globosus</i> (Waltl, 1838)	1	
Byturidae		
<i>Byturus tomentosus</i> (De Geer, 1774)	3	77
Biphylidae		
<i>Biphyllus lunatus</i> (Fabricius, 1792)		2
Erotylidae		
<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg, 1781)	4	2
<i>Triplax aenea</i> (Schaller, 1783)		1
<i>Triplax pygmaea</i> Kraatz, 1871		2
<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)	2	2
<i>Tritoma bipustulata</i> Fabricius, 1775	1	4
Cerylonidae		
<i>Cerylon fagi</i> Brisout, 1867		3
Endomychidae		
<i>Endomychus coccineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	2
<i>Mycetina cruciata</i> (Schaller, 1783)		1
Coccinellidae		
<i>Calvia decemguttata</i> (Linnaeus, 1767)	5	
<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	7	8
<i>Cynegetis impunctata</i> (Linnaeus, 1767)	8	
<i>Harmonia axyridis</i> (Pallas, 1773)		2
<i>Hyperaspis campestris</i> (Herbst, 1783)	1	1

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Hyperaspis reppensis</i> (Herbst, 1783)		1
<i>Nephus quadrimaculatus</i> (Herbst, 1783)		1
<i>Oenopia conglobata</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Platynaspis luteorubra</i> (Goeze, 1777)		3
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)	4	2
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Nephus bisignatus</i> (Boheman, 1850)		1
<i>Scymnus apetzi</i> Mulsant, 1846	2	
<i>Scymnus nigrinus</i> Kugelann, 1794	1	
<i>Scymnus rubromaculatus</i> (Goeze, 1777)	4	
<i>Scymnus horioni</i> (Fürsch, 1965)		1
<i>Pullus ferrugatus</i> (Moll, 1785)	2	
<i>Tetrabrachys connatus</i> (Panzer, 1796)	1	
<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)	2	
Corylophidae		
<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)	1	1
Latridiidae		
<i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1869)	3	1
<i>Corticarina fuscata</i> (Gyllenhal, 1827)	2	1
<i>Enicmus rugosus</i> (Herbst, 1793)		1
Zopheridae		
<i>Orthocerus clavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Synchita mediolanensis</i> (Villa, 1833)	1	
Mycetophagidae		
<i>Litargus connexus</i> (Fourcroy, 1785)	6	2
<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius, 1798	1	
<i>Triphyllus bicolor</i> (Fabricius, 1792)		1
<i>Typhaea stercorea</i> (Linnaeus, 1758)	2	
Ciidae		
<i>Cis dentatus</i> Mellié, 1848	1	2
Melandryidae		
<i>Anisoxya fuscata</i> (Illiger, 1798)	2	
<i>Conopalpus testaceus</i> (Olivier, 1790)	3	1
<i>Eustrophus dermestoides</i> (Fabricius, 1792)	1	
<i>Hallomenus binotatus</i> (Quensel, 1790)	2	
<i>Hypulus bifasciatus</i> (Quensel, 1790)	1	
<i>Orchesia fasciata</i> (Illiger, 1798)	2	1
<i>Phloiotrya rufipes</i> (Gyllenhal, 1897)	1	1
<i>Serropalpus barbatus</i> (Schaller, 1783)	2	
Mordellidae		
<i>Mordella aculeata</i> Linnaeus, 1758		10

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Mordellaria aurofasciata</i> (Comolli, 1837)	1	3
<i>Mordella brachyura</i> Mulsant, 1856	3	
<i>Mordellistena brevicauda</i> (Boheman, 1849)		1
<i>Mordellistena humeralis</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Mordellistena luteipalpis</i> Schilsky, 1895		3
<i>Mordellistena neuwaldeggiana</i> (Panzer, 1796)	30	1
<i>Mordellistena pseudonana</i> Ermisch, 1956		6
<i>Mordellochroa abdominalis</i> (Fabricius, 1775)		7
<i>Hosbihananomia perlata</i> (Sulzer, 1776)	1	
<i>Tomoxia bucephala</i> Costa, 1854	3	
<i>Variimorda basalis</i> (Costa, 1854)		10
<i>Variimorda villosa</i> (Schrank, 1781)	15	
Pyrochroidae		
<i>Pyrochroa coccinea</i> (Linnaeus, 1761)		1
<i>Schizotus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	5	
Oedemeridae		
<i>Chrysathia nigricornis</i> Westhoff, 1881	5	
<i>Oedemera femorata</i> (Scopoli, 1763)	1	
<i>Oedemera flavipes</i> (Fabricius, 1792)	2	1
<i>Oedemera podagrariae</i> (Linnaeus, 1767)	1	
<i>Oedemera virescens</i> (Linnaeus, 1767)	2	1
Anthicidae		
<i>Anthicus bifasciatus</i> (Rossi, 1794)	1	
<i>Hirticomus hispidus</i> (Rossi, 1792)	1	
<i>Notoxus monoceros</i> (Linnaeus, 1761)	2	
<i>Omonadus floralis</i> (Linnaeus, 1758)	2	
Aderidae		
<i>Aderus populneus</i> (Creutzer, 1796)		1
<i>Vanonus pruinus</i> (Kiesenwetter, 1861)	1	
Meloidae		
<i>Meloë violaceus</i> Marsham, 1802	1	
Scaptidae		
<i>Anaspis flava</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Anaspis palpalis</i> Gerhardt, 1876		3
<i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal, 1827)		2
<i>Anaspis subtilis</i> Hampe, 1870		1
<i>Anaspis varians</i> Mulsant, 1856		4
<i>Cyrtanspis phalerata</i> (Germar, 1831)		1
<i>Pentaria badia</i> (Rosenhauer, 1847)		2
Salpingidae		

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Lissodema denticolle</i> (Gyllenhal, 1813)		2
<i>Salpingus planirostris</i> (Fabricius, 1787)	24	
<i>Vincenzellus ruficollis</i> (Panzer, 1794)	35	2
Mycteridae		
<i>Mycterus curculioides</i> (Fabricius, 1781)	1	
Lagriidae		
<i>Lagria hirta</i> (Linnaeus, 1758)	6	4
Tenebrionidae		
<i>Corticeus unicolor</i> Pill. Mitterpacher 1783		8
<i>Cteniopus sulphuripes</i> (Germar, 1824)		2
<i>Cylindronotus dermestoides</i> (Illiger, 1798)	1	
<i>Gonodera luperus</i> (Herbst, 1783)	1	
<i>Omophlus betulae</i> (Herbst, 1783)	2	
<i>Hymenalia rufipes</i> (Fabricius, 1792)		18
<i>Isomira antennata</i> (Panzer, 1798)		1
<i>Mycetochara flavipes</i> (Fabricius, 1792)	1	
<i>Mycetochara linearis</i> (Illiger, 1794)	3	
<i>Platydemus violaceum</i> (Fabricius, 1790)		1
<i>Allecula rhenana</i> Bach, 1856	2	
<i>Podonta nigrita</i> (Fabricius, 1794)		8
<i>Prionychus melanarius</i> (Germar, 1813)		2
Cerambycidae		
<i>Agapanthia villosoviridescens</i> (De Geer, 1775)	1	
<i>Agapanthia violacea</i> (Fabricius, 1775)	1	
<i>Alosterna tabacicolor</i> (De Geer, 1775)		1
<i>Anaesthetis testacea</i> (Fabricius, 1781)	1	
<i>Anaglyptus mysticus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Calamobius filum</i> (Rossi, 1790)		1
<i>Callidium aeneum</i> (De Geer, 1775)		1
<i>Callidium violaceum</i> (Linnaeus, 1758)	3	
<i>Carilia virginea</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Cerambyx scopoli</i> Füssly, 1775	1	1
<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
<i>Cortodera femorata</i> (Fabricius, 1787)	3	
<i>Dinoptera collaris</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Dorcadion pedestre</i> (Poda, 1761)	2	
<i>Echinocerus floralis</i> (Pallas, 1773)	1	
<i>Grammoptera ruficornis</i> (Fabricius, 1781)	10	
<i>Chlorophorus sartor</i> (Müller, 1766)	1	
<i>Leiopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Molorchus kiesewetteri</i> Mulsant et Rey, 1861	2	

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Molorchus minor</i> (Linnaeus, 1758)	4	
<i>Oberea linearis</i> (Linnaeus, 1761)	2	
<i>Pachytodes cerambyciformis</i> (Schränk, 1781)	2	3
<i>Phytoecia cylindrica</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Pidonina lurida</i> (Fabricius, 1792)	1	
<i>Pogonocherus hispidus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Pyrrhidium sanguineum</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Rhagium mordax</i> (De Geer, 1775)		1
<i>Rhagium sycophanta</i> (Schränk, 1781)		3
<i>Ruptela maculata</i> (Poda, 1761)	1	
<i>Stenocorus quercus</i> (Goetz, 1783)	2	1
<i>Stenopterus rufus</i> (Linnaeus, 1767)	1	
<i>Stenostola dubia</i> (Laicharting, 1784)	1	
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Stenurella nigra</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Theophilea subcylindricollis</i> Hladil, 1988		1
<i>Tetrops praeusta</i> (Linnaeus, 1758)	2	
Orsodacnidae		
<i>Orsodacne humeralis</i> Latreille, 1847		5
Chrysomelidae		
<i>Aphthona cyparissiae</i> (Koch, 1803)	4	2
<i>Aphthona euphorbiae</i> (Schränk, 1781)	2	
<i>Aphthona flava</i> Guillebeau, 1894	4	
<i>Aphthona violacea</i> (Koch, 1803)		2
<i>Aphthona lacertosa</i> Rosenhauer, 1847	2	
<i>Asiolestia ferruginea</i> (Scopoli, 1763)	4	
<i>Batophila rubi</i> (Paykull, 1790)	1	
<i>Bruchidius cinerascens</i> (Gyllenhal, 1833)	1	
<i>Bruchidius dispar</i> (Gyllenhal, 1833)		2
<i>Calomicrus circumfusus</i> Marsham, 1802	2	
<i>Cassida vibex</i> Linnaeus, 1767	2	
<i>Cassida nebulosa</i> Linnaeus, 1758	1	1
<i>Coptocephala unifasciata</i> (Scopoli, 1763)	1	
<i>Crepidodera aurea</i> (Geoffroy, 1758)		2
<i>Cryptocephalus bipunctatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Cryptocephalus flavipes</i> Fabricius, 1781	2	
<i>Cryptocephalus hypochoeridis</i> (Linnaeus, 1758)	7	1
<i>Cryptocephalus moraei</i> (Linnaeus, 1758)		11
<i>Cryptocephalus nitidus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Cryptocephalus sericeus</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Cryptocephalus signatifrons</i> Suffrian, 1848		2

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Cryptocephalus strigosus</i> Germar, 1823		2
<i>Cryptocephalus transiens</i> Franz, 1949	3	
<i>Cryptocephalus trimaculatus</i> Rossi, 1790		1
<i>Cryptocephalus laetus</i> Fabricius, 1792		1
<i>Dibolia cryptocephala</i> (Koch, 1803)	3	
<i>Dibolia depressiuscula</i> Letzner, 1846	1	
<i>Dibolia schillingi</i> Letzner, 1846	5	
<i>Entomoscelis suturalis</i> Weise, 1882		16
<i>Epithrix atropae</i> Foudras, 1859		1
<i>Eumolpus asclepiadeus</i> (Pallas, 1776)		1
<i>Galerucella lineola</i> (Fabricius, 1781)	2	
<i>Hispa atra</i> Linnaeus, 1767	2	
<i>Chaetocnema concinna</i> (Marsham, 1802)	7	2
<i>Chaetocnema hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	1	
<i>Chaetocnema chlorophana</i> (Duftschmid, 1825)		1
<i>Chaetocnema tibialis</i> (Illiger, 1807)	1	
<i>Cheilotoma musciformis</i> (Goeze, 1777)	1	
<i>Chrysolina varians</i> (Schaller, 1783)		2
<i>Labidostomis longimana</i> (Linnaeus, 1761)	1	
<i>Lema cyanella</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Lilioceris lili</i> (Scopoli, 1763)	1	
<i>Lochmaea crataegi</i> (Forster, 1771)	3	2
<i>Longitarsus linnaei</i> (Duftschmid, 1825)	1	
<i>Longitarsus luridus</i> (Scopoli, 1763)	2	
<i>Longitarsus melanocephalus</i> (De Geer, 1775)	1	1
<i>Longitarsus pulmonariae</i> Wiese, 1893	1	
<i>Luperus lepyrus</i> (Sulzer, 1776)	1	
<i>Luperus saxonicus</i> (Gmelin, 1790)		2
<i>Mantura chrysanthemi</i> (Koch, 1803)	1	
<i>Oulema duftschmidi</i> (Redtenbacher, 1874)		13
<i>Oulema gallaeciana</i> (Heyden, 1870)	25	
<i>Oulema melanopus</i> (Linnaeus, 1758)	16	7
<i>Pachybrachis fimbriolatus</i> Suffrian, 1848	1	
<i>Phratora vulgatissima</i> (Linnaeus, 1758)		3
<i>Phyllotreta armoraciae</i> (Koch, 1803)		3
<i>Phyllotreta atra</i> (Fabricius, 1775)	2	1
<i>Phyllotreta eclamationis</i> (Thunberg, 1784)	2	
<i>Phyllotreta nemorum</i> (Linnaeus, 1758)	3	
<i>Phyllotreta nodicornis</i> (Marsham, 1802)	6	
<i>Phyllotreta ochripes</i> (Curtis, 1837)		7
<i>Plagioderma versicolora</i> (Laicharting, 1781)	2	

Čelad'/druh Family/species	2005	2025
<i>Psylliodes affinis</i> (Paykull, 1799)	4	
<i>Psylliodes circumdatus</i> (Redtenbacher, 1842)		1
<i>Psylliodes chrysocephala</i> (Linnaeus, 1758)	2	20
<i>Psylliodes instabilis</i> Foudras, 1859	3	2
<i>Psylliodes isatidis</i> Heikertinger, 1912		1
<i>Psylliodes picinus</i> (Marsham, 1802)	2	
<i>Smaragdina affinis</i> (Illiger, 1794)	1	
<i>Spermeophagus sericeus</i> (Geoffroy, 1785)		1
<i>Sphaeroderma testaceum</i> (Fabricius, 1775)	1	1
<i>Urodon rufipes</i> (Olivier, 1790)	1	
<i>Urodon suturalis</i> (Fabricius, 1792)	1	
Anthribidae		
<i>Brachytarsus fasciatus</i> (Forster, 1771)	2	
<i>Rhaphitropis marchicus</i> (Herbst, 1797)	1	
<i>Tropideres albirostris</i> (Herbst, 1783)		1
Attelabidae		
<i>Apoderus coryli</i> (Linnaeus, 1758)	4	1
<i>Caenorhinus germanicus</i> (Herbst, 1797)	1	
<i>Coenorhinus aequatus</i> (Linnaeus, 1767)	3	
<i>Pselaphorhynchites tomentosus</i> (Gyllenhal, 1839)	4	
<i>Rhynchites aethiops</i> (Bach, 1854)	1	
<i>Rhynchites auratus</i> (Scopoli, 1763)	1	
<i>Rhynchites bacchus</i> (Linnaeus, 1758)	3	
<i>Rhynchites cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
Brentidae		
<i>Alocentron curvirostre</i> (Gyllenhal, 1833)	1	2
<i>Angustapion austriacum</i> Wagner, 1904	3	
<i>Apion frumentarium</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Aspidapion radiolus</i> (Marsham, 1802)	2	
<i>Eutrichapion viciae</i> (Paykull, 1800)	1	
<i>Exapion corniculatum</i> (Germar, 1817)	1	
<i>Exapion elongatulum</i> (Desbrochers, 1891)	2	
<i>Hemitrichapion pavidum</i> Germar, 1817	2	
<i>Kalcapion semivittatum</i> (Gyllenhal, 1833)		1
<i>Microon sahlbergi</i> (Sahlberg, 1835)		1
<i>Malvapion malvae</i> (Fabricius, 1775)		2
<i>Perapion sedi</i> (Germar, 1818)	3	
<i>Perapion violaceum</i> (Kirby, 1808)	2	
<i>Protapion apricans</i> Herbst, 1797		1
<i>Protapion assimile</i> Kirby, 1808		1
<i>Protapion fulvipes</i> (Fourcroy, 1785)	1	

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Protapion nigrirtarse</i> Kirby, 1808	1	
<i>Pseudoprotapion astragali</i> (Paykull, 1800)	2	
<i>Pseudoprotapion ergenense</i> Becker, 1864	1	
<i>Pseudostenapion simum</i> (Germar, 1817)	2	
<i>Rhopalapion longirostre</i> (Olivier, 1807)		1
<i>Squamapion elongatum</i> (Germar, 1817)	4	
<i>Synapion ebeninum</i> (Kirby, 1808)	2	
<i>Taeniapion urticarium</i> (Herbst, 1784)	4	
<i>Trichopterapion holosericeum</i> (Gyllenhal, 1833)		2
Curculionidae		
<i>Acalles echinatus</i> (Germar, 1824)	1	2
<i>Adexius scrobipennis</i> Gyllenhal, 1834		1
<i>Anoplus plantaris</i> (Naezen, 1794)	1	
<i>Anthonomus chevrolati</i> Desbrochers, 1868	1	
<i>Anthonomus rubi</i> (Herbst, 1795)		1
<i>Anthonomus rufus</i> Gyllenhal, 1836		2
<i>Baris coerulescens</i> (Scopoli, 1763)	2	
<i>Baris lepidii</i> (Germar, 1824)		2
<i>Baris villae</i> Comolli, 1837	1	
<i>Barynotus obscurus</i> (Fabricius, 1775)	2	
<i>Brachypera zoilus</i> (Scopoli, 1763)	1	
<i>Brachysomus dispar</i> Penecke, 1910	5	
<i>Brachysomus echinatus</i> (Bonsdorff, 1785)	9	
<i>Brachysomus subnudus</i> (Seidlitz, 1868)	3	
<i>Ceutorhynchus coarctatus</i> Gyllenhal, 1837	1	
<i>Ceutorhynchus erysimi</i> (Fabricius, 1787)	4	
<i>Ceutorhynchus chalybaeus</i> Germar, 1824	5	
<i>Ceutorhynchus napi</i> Gyllenhal, 1837	3	
<i>Ceutorhynchus nigriritulus</i> Schultze, 1896	1	
<i>Ceutorhynchus obstrictus</i> (Marsham, 1802)	2	
<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i> (Marsham, 1802)		2
<i>Ceutorhynchus pectoralis</i> Weise, 1895	2	
<i>Ceutorhynchus pleurostigma</i> (Marsham, 1802)	2	
<i>Ceutorhynchus typhae</i> (Fabricius, 1787)		2
<i>Cionus alauda</i> (Herbst, 1784)	1	
<i>Cionus hortulanus</i> (Fourcroy, 1785)		5
<i>Cionus scrophulariae</i> (Linnaeus, 1758)		3
<i>Cleopus pulchellus</i> (Herbst, 1795)		4
<i>Coeliastes lamii</i> (Fabricius, 1792)	2	
<i>Coeliodes siculus</i> Schultze, 1901	1	
<i>Coryssomerus capucinus</i> (Beck, 1817)	1	1

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Cosmobaris scolopacea</i> (Germar, 1819)		2
<i>Cossonus linearis</i> (Fabricius, 1775)	2	
<i>Curculio nucum</i> Linnaeus, 1758	2	
<i>Curculio pellitus</i> (Boheman, 1843)		1
<i>Datonychus paszlavskyi</i> (Kuthy, 1890)	1	
<i>Dorytomus dejeani</i> Faust, 1882	2	
<i>Dorytomus schoenherri</i> Faust, 1882	1	
<i>Eusomus ovulum</i> Germar, 1824	1	
<i>Exomias mollicomus</i> (Ahrens, 1812)	5	
<i>Furcipes rectirostris</i> (Linnaeus, 1758)		2
<i>Glocianus punctiger</i> (Gyllenhal, 1837)	1	
<i>Gymnetron asselus</i> (Gravenhorst, 1807)		1
<i>Gymnetron hispidum</i> Brullé, 1832		2
<i>Gymnetron linariae</i> (Panzer, 1792)	4	
<i>Gymnetron melanarium</i> (Germar, 1821)	1	
<i>Gymnetron tetrum</i> (Fabricius, 1801)	2	
<i>Hypera contaminata</i> (Herbst, 1795)		2
<i>Hypera nigrirostris</i> (Fabricius, 1775)	1	
<i>Hypera postica</i> (Gyllenhal, 1813)	2	
<i>Isochnus foliorum</i> (Müller, 1776)		3
<i>Larinodontes planus</i> (Fabricius, 1792)	2	
<i>Larinodontes turbinatus</i> Gyllenhal, 1836	1	
<i>Larinus brevis</i> (Herbst, 1795)	1	
<i>Magdalis barbicornis</i> (Latreille, 1804)	2	
<i>Magdalis frontalis</i> (Gyllenhal, 1827)	2	
<i>Magdalis ruficornis</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Mecinus pyrauster</i> (Herbst, 1795)		1
<i>Miarus ajugae</i> (Herbst, 1798)	6	
<i>Miarus distinctus</i> (Boheman, 1845)	14	
<i>Miarus micros</i> (Germar, 1821)		1
<i>Miarus monticola</i> Petri, 1912	2	
<i>Mogulones albosignatus</i> (Gyllenhal, 1837)		1
<i>Mononychus punctumalbum</i> (Herbst, 1784)	1	
<i>Nedyus quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	6	5
<i>Oprobinus suturalis</i> (Fabricius, 1775)	1	
<i>Otiorhynchus ligustici</i> (Linnaeus, 1758)	1	
<i>Otiorhynchus lirus</i> (Fabricius, 1792)	2	
<i>Otiorhynchus orbicularis</i> (Herbst, 1795)	2	
<i>Otiorhynchus perdix</i> (Olivier, 1807)	2	
<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777)	2	
<i>Otiorhynchus velutinus</i> Germar, 1824	3	

Čelád/druh Family/species	2005	2025
<i>Pachytychius sparsutus</i> (Olivier, 1807)	3	
<i>Phyllobius arborator</i> (Herbst, 1797)	1	
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)		12
<i>Phyllobius betulinus</i> Bech. et Scharf. 1805	10	1
<i>Phyllobius incanus</i> Gyllenhal, 1834	4	
<i>Phyllobius oblongus</i> (Linnaeus, 1758)		1
<i>Phyllobius pomaceus</i> Gyllenhal, 1834	5	
<i>Phyllobius pterygomalis</i> Boheman, 1840	3	
<i>Polydrusus marginatus</i> Stephens, 1831		2
<i>Polydrusus sericeus</i> (Schaller, 1783)	4	2
<i>Pseudorchestes ermischii</i> Dieckmann, 1958	3	
<i>Pseudorchestes pratensis</i> (Germar, 1821)	4	
<i>Rhamphus oxyacanthae</i> Marsham, 1802	1	
<i>Rhamphus pulicarius</i> (Herbst, 1795)		1
<i>Rhinoncus bruchoides</i> (Herbst, 1784)	4	
<i>Rhynchaenus pilosus</i> (Fabricius, 1781)		3
<i>Sciaphilus asperatus</i> (Bonsdorff, 1785)	1	
<i>Sibinia pellucens</i> (Scopoli, 1772)	1	
<i>Sibinia phalerata</i> (Steven, 1829)		3
<i>Sitona lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Sitona macularis</i> (Marsham, 1902)	2	
<i>Smicronyx reichi</i> (Gyllenhal, 1836)		1
<i>Stenocarus ruficornis</i> (Stephens, 1831)	1	
<i>Stereonychus fraxini</i> (De Geer, 1775)	2	
<i>Tachyerges decoratus</i> (Germar, 1827)		1
<i>Trachyploeus asperatus</i> Boheman, 1843	5	
<i>Trachyploeus spinimanus</i> Germar, 1824	5	
Curculionidae-Scolytinae		
<i>Leperisinus fraxini</i> (Panzer, 1799)		3
<i>Scolytus ensifer</i> Eichshoff, 1881		5
<i>Scolytus intricatus</i> (Ratzeburg, 1837)		1
<i>Scolytus kirschii</i> Skalitzky, 1876		3
<i>Scolytus mali</i> (Bechstein, 1805)	1	
<i>Scolytus multistriatus</i> (Marsham, 1802)		2
<i>Scolytus pygmaeus</i> (Fabricius, 1787)		6
<i>Taphrorychus villifrons</i> (Dufour, 1843)		7
<i>Xyleborus dispar</i> (Fabricius, 1792)	2	
<i>Xylosandrus germanus</i> (Blandford, 1894)		1
<i>Xyloterus lineatus</i> (Olivier, 1795)		6
Platypodidae		
<i>Platypus cylindrus</i> (Fabricius, 1792)		1

KUNY (*MARTES* SP.) V AGROCENÓZE JUŽNÉHO SLOVENSKA OBJEKTÍVOM FOTOPASCE

MICHAL AMBROS¹ & KATARÍNA ŠATALOVÁ^{2,3}

¹ Slovenská zoologická spoločnosť pri SAV, Ilkovičova 3278/6, 841 04 Bratislava, e-mail: michal.ambros1214@gmail.com,

² Správa Chránenej krajinskej oblasti Ponitrie, e-mail: katarina.satalova@sopsr.sk, ³ Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre

Martens (*Martes* sp.) in the agrocnosis of southern Slovakia through the lens of a camera trap

Abstract: Camera traps represent a non-invasive data collection tool for studying population parameters, behaviour, and ecological aspects of species. They are particularly effective for monitoring medium-sized carnivores. Obtaining data with the highest possible precision is critical for their management and conservation. Between 2021 and 2024, we deployed 211 camera traps across 37 localities in southern Slovakia. The devices were placed in defined linear habitats with varying exposure lengths. In total, 1,746,257 images were captured during the study period. From this dataset, we extracted data concerning martens. Individuals of these species are difficult to distinguish via camera traps; therefore, they are recorded as *Martes* sp. and were not differentiated into *M. foina* and *M. martes*. Martens were recorded at 31 localities across 108 monitoring points. Overall, the devices recorded 951 independent detections of martens (*Martes* sp. 778 individuals, *M. foina* 10, *M. martes* 163). For analysis, the data were standardized using the Relative Abundance Index (RAI), which measures the frequency of species detection by camera traps, corrected for total monitoring effort. Our objectives were to determine: 1. Whether the frequency of independent marten detections correlates with the number of installed camera traps; 2. Whether martens prefer any of the monitored habitats; 3. Whether the number of independent detections of the target species at a locality is influenced by the distance to the nearest settlement (village, dwelling); 4. The daily activity patterns of martens in different habitat types; 5. How the syntopy of martens and cats affects the RAI of both species. Key factors influencing the distribution, abundance, and ecology of mustelids in the agrocnosis are primarily linked to their adaptability to environmental changes, food availability, and landscape structure elements in agricultural landscapes.

Key words: *Martes* sp., camera traps, agrocnosis, RAI, linear habitat

ÚVOD

Monitorovanie fauny pomocou fotopascí prešlo v posledných rokoch významným vývojom, pričom súčasný výskum sa zameriava najmä na optimalizáciu presnosti miery detekcie. Voľba správnej stratégie závisí od sledovaného cieľového druhu, logistických možností a charakteristík študovanej oblasti. Fotopasce predstavujú neinvazívny nástroj na zber údajov pre štúdium populačných parametrov, správania a ekologických aspektov druhov. Sú efektívne na monitorovanie malých a stredne veľkých druhov šeliem. Získanie informácií s čo najvyššou presnosťou je kritické pre ich manažment a ochranu. K negatívam možno zaradiť: časovo náročnú analýzu údajov, riziko nefunkčnosti fotopasce (poškodenie, krádež), potenciálnu zmenu správania zvierat a limitácie v individuálnej identifikácii jedincov bez výrazných znakov. Revolúciu v monitorovaní voľne žijúcich živočíchov predstavuje strojové učenie, nakoľko umožňuje efektívne a rýchle spracovanie množstva údajov z fotopascí, ktoré by inak bolo pre človeka časovo nezvládnuteľné. Tento prístup je kľúčový najmä pri malých a stredne veľkých cicavcoch.

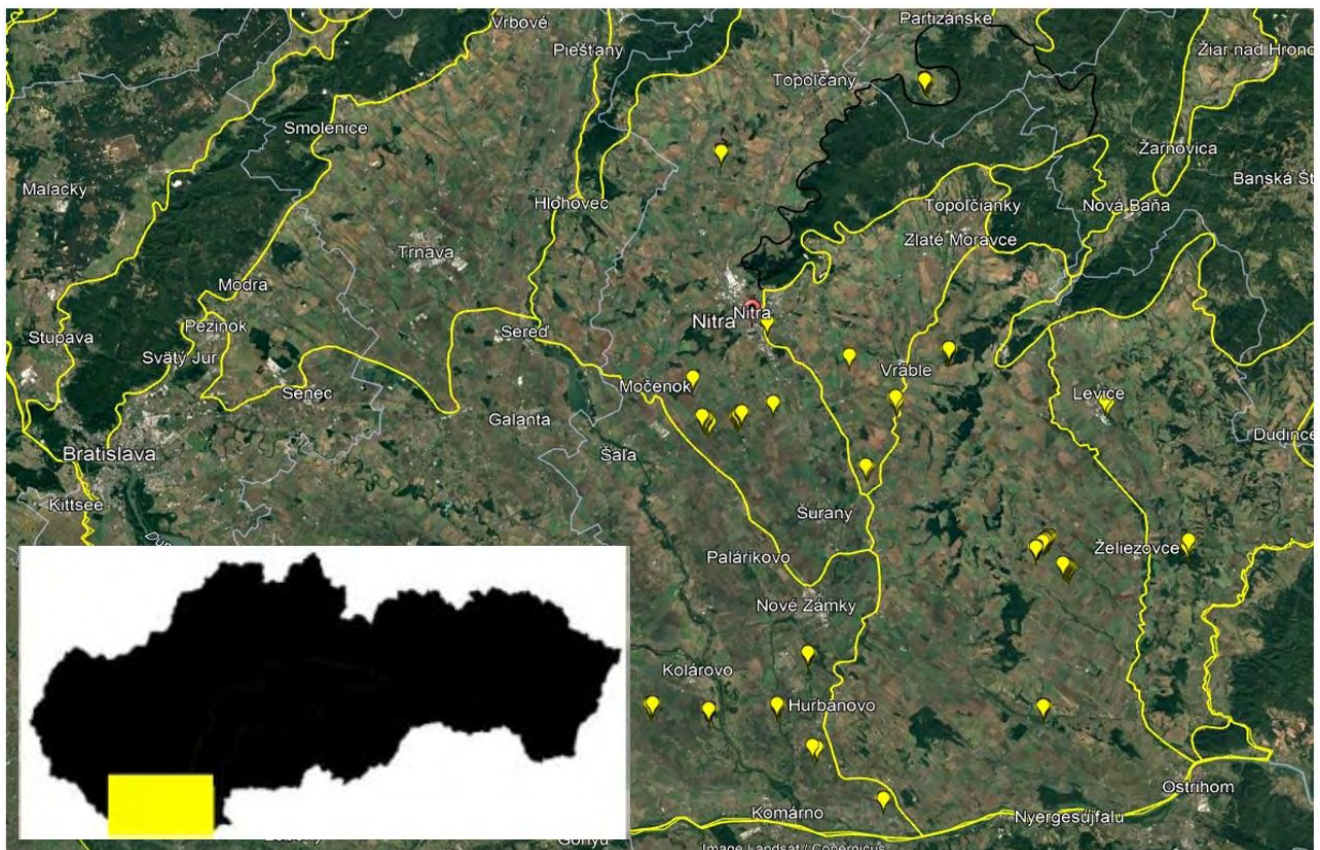
Cieľom tejto práce bolo zistiť (i) optimálny počet zariadení, ktoré sú potrebné na zachytenie primeranej abundancie nezávislých detekcií cieľového druhu, (ii) vplyv charakteristiky habitatu na kvantitu nezávislých detekcií cieľového druhu, (iii) dynamiku zmien hodnôt početnosti detekcií vo vzťahu k vzdialenosti od urbanizovanej zóny, (iv) časové vzorce dennej a nočnej aktivity kún v sledovaných biotopoch, (v) ako syntopia kún a mačiek ovplyvňuje počet nezávislých detekcií oboch druhov potravných konkurentov, (vi) druhové zloženie fauny potenciálnej koristi kún v rôznych habitatoch uprostred agrocnózy.

MATERIÁL A METÓDY

V rokoch 2021 – 2024 sme v oblasti južného Slovenska (Nitrianska, Žitavská, Ipel'ská, Hronská pahorkatina a Podunajská rovina) rozmiestnili na 37 lokalitách 211 fotopascí. Zariadenia boli umiestnené v definovaných lineárnych habitatoch s rôznou dĺžkou expozície. Celkovo bolo za uvedené obdobie nasnímaných 1 746 257 záberov. Z tohto datasetu sme vyseletovali údaje o kunách (*Martes* sp.). Do analýz sme zaradili všetky jedince kún bez rozlíšenia do druhov vzhľadom na ich neistú rozpoznateľnosť na výstupoch z fotopascí. Kuny sme zaznamenali na 31 lokalitách na 108 monitorovacích bodoch (obr. 1).

Zaznamenali sme 951 nezávislých detekcií (nd) kún. Nezávislá detekcia je v kontexte tejto štúdie kľúčový koncept, ktorý slúži na zabezpečenie štatistickej validity zozbieraných údajov. Vzhľadom na malé telesné rozmery cieľových druhov a lineárny charakter biotopu, je kritické presné umiestnenie kamier a ich technické parametre. Fotopasce použité v tejto štúdii boli naprogramované tak, aby na jednu detekciu vyhotovili sériu fotografií (1 až 6, najčastejšie 3). Počet záberov cieľového druhu v časovo definovanom limite – jedna sekvencia – sa považuje za jednu nezávislú udalosť, ak je medzi ňou a ďalšou sekvenciou dlhší časový interval, v našom prípade 5 až 30 minút. Interval nebol rovnaký pre všetky analýzy. Dôležitá je aj priestorová nezávislosť. Tento aspekt sa týka rozmiestnenia kamier v krajine, nakoľko vzdialenosť medzi jednotlivými fotopascami určuje mieru nezávislosti pozorovaní (MEEK et al. 2014). V terénnej časti tejto štúdie sme testovali účinnosť fotopascí v závislosti od počtu prístrojov rozmiestnených v línii, a to od jednej kamery po desať. Pre porovnanie sme v biotope lesa inštalovali kvadrát 3 x 5 fotopascí.

Informácie poskytované snímkami cieľového druhu z fotopascí sú poznačené nepresnosťou spôsobenou nie vždy istou identifikáciou druhu a jedinca. Z tohto dôvodu bolo potrebné údaje z fotopascí pre potreby analýz transformovať a štandardizovať. K tomuto účelu sme použili index relatívnej početnosti – Relative Abundance Index (RAI), ktorý štandardizuje počet nezávislých detekcií druhu na časovú jednotku monitoringu. Výstupný údaj je mierou frekvencie „zachytenia“ druhu fotopascou, ktorá sa koriguje na celkové úsilie pri monitorovaní. Použili sme najbežnejší vzorec pre



Obr. 1: Prehľad rozmiestnenia fotopascí v oblasti južného Slovenska
Fig. 1. Overview of camera trap distribution in the southern Slovakia region

výpočet, ktorý je štandardizovaný na 100 pasco-dní: $RAI = (N_n / E_c) \times 100$, kde N_n = celkový počet nezávislých detekcií daného druhu na všetkých pasciach na jednej lokalite za monitorovacie obdobie, E_c = celkový počet pasco-dní (súčet počtu funkčných dní všetkých fotopascí v teréne), 100 = štandardizačný faktor (používa sa na vyjadrenie výsledku na 100 pasco-dní pre lepšiu čitateľnosť a porovnateľnosť). Na kvantifikáciu a vizualizáciu časových vzorcov aktivity kún v našom súbore sme použili „časový index relatívnej početnosti“ – Time-period relative abundance index (TRAJ) (LIU et al. 2013, SATHYAKUMAR et al. 2011); $TRAJ = (T_{ij} / N_i) \times 100$, kde T_{ij} = celkový počet fotografických záznamov druhu (i) v jednej z definovaných časových sekvencií (j); N_i = celkový počet záznamov daného druhu (i) počas všetkých časových období trvania monitoringu; 100 = vyjadrenie výsledku v percentách. Na výpočet TRAJ sme deň (24 hodín) rozdelili na 12 častí, každá po 2 hodinách. Index „j“ (vo vzorci T_{ij}) tak reprezentuje jednu z týchto 12 kategórií (napr. 00:00 – 02:00, 02:00 – 04:00, ..., 22:00 – 00:00). Na analýzu vzťahu medzi dvoma spojitými premennými sme využili lineárnu regresiu, ktorá modeluje ako sa zmení hodnota RAI (závislá premenná), ak sa zmení vzdialenosť od sídla (nezávislá premenná) za predpokladu, že vzťah je lineárny.

Vzorkovanie fauny koristi – drobných cicavcov, ktoré tvoria podstatnú časť potravy kún, sme realizovali odchytom na lokalitách, na ktorých boli umiestnené fotopasce. Odchytové zariadenia boli kladené do línie po 50 kusoch s odstupom 10 – 15 m s 24 hodinovou expozíciou. Na lokalite (Panské lúky) s biotopom označeným v našom príspevku ako pasienok (C), bol v rokoch 2014 – 2017 realizovaný prieskum fauny drobných cicavcov (KRIŠTÍN et al. 2017). Údaje z tohto výskumu sme zaradili do našich analýz.

Spracovanie množstva údajov z fotopascí sme riešili formou využitia možností strojového učenia. Údaje z kamier sme spracovali predtrénovaným modelom strojového učenia MegaDetector. Ten dokáže automaticky vyselektovať „prázdne zábery“ a identifikovať zosnímané objekty ako zvieratá, ľudí a vozidlá, čo prináša obrovské úspory času. Pokročilá verzia dokáže (ak ju to naučíme) niektoré zosnímané druhy na fotkách aj determinovať. Na archiváciu a spracovanie fotografií sme použili voľne dostupnú aplikáciu Timelapse. Dôležitá výhoda tohto systému je integrácia MegaDetectoru do tejto aplikácie.

ŠTUDOVANÉ ÚZEMIE A OPIS BIOTOPOV

Lineárna vegetácia a agrocenóza

Fotopasce použité v tejto práci sme umiestnili v lineárnej vegetácii lokalizovanej v podmienkach agrocenózy južného Slovenska v uvedených orografických celkoch. Za účelom komparácie sme vybrali jednu lokalitu, ktorá nemala lineárny charakter (les). Ochrana a manažment lineárnych krajinných prvkov zohráva kľúčovú úlohu v zachovaní biodiverzity, najmä v intenzívne využívannej poľnohospodárskej krajine. Tieto prvky sú limitujúcim faktorom pre prežitie, konektivitu a úspešné monitorovanie malých lasicovitých šeliem (a iných skupín živočíchov). Vplyv linearít biotopov na komunity cicavcov v poľnohospodárskej krajine je komplexná téma. Naš prieskum sa primárne zameriava na to, či a ako lineárny alebo nelineárny charakter biotopových plôch ovplyvňuje abundanciu, diverzitu a druhovú bohatosť spoločenstiev niektorých druhov lasicovitých šeliem. V súvislosti s fenoménom linearít krajinných vegetačných prvkov je diskutovaná téma vplyvu okrajového efektu (edge effects), nakoľko lineárne biotopy majú vysoký pomer okraja k ploche (edge-to-area ratio).

Lineárne štruktúry vegetácie v poľnohospodárskej krajine fungujú ako životne dôležité krajinné prvky s viacerými funkciami pre malé lasicovité šelmy: (i) ochrana pred predáciou, (ii) konektivita – lineárne prvky zvyšujú prepojenosť krajiny, (iii) dostupnosť koristi (drobné cicavce). Lineárne štruktúry sú umiestnené v matrixe agrocenózy, ktorej využitie je funkčne heterogénne. Pre potreby našej štúdie rozlišujeme produkčné plochy – obilniny, olejniny, kukurica a pod. a neprodukčné plochy – lúky, pasienky, úhor, pričom zohľadňujeme „mieru nepriaznivosti“ okolitého prostredia/krajiny pre pohyb alebo prežitie organizmu. Je to koncept označovaný ako „hostilita matice“ (matrix hostility), ktorý popisuje mieru, do akej je prostredie obklopujúce biotopy, v našom prípade lineárne habitaty, nepriaznivé/priaznivé alebo nepriepustné pre cieľové druhy fauny (DENNIS et al. 2024).

Prehľad biotopov

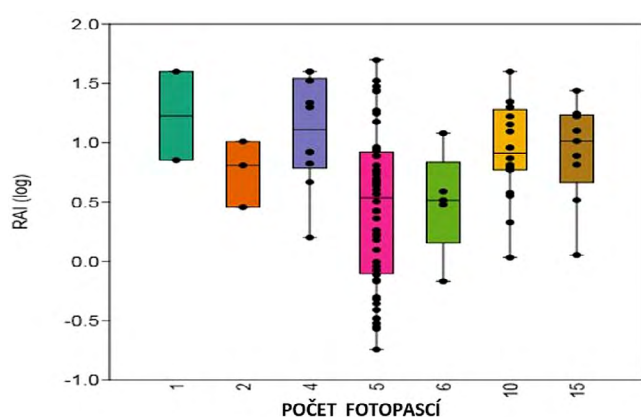
Naše údaje o kunách z fotopascí pochádzajú z rôznych typov habitatov. Rozdelili sme ich do šiestich ekologických skupín podľa charakteru líniových prvkov a ich umiestnenia v okolitom matrixe agrocenózy:

- A:** Pás vegetácie so stromovou, krovinovou a bylinnou etážou, matrix – produkčná plocha s bližšie nedefinovanou poľnohospodárskou kultúrou.
- B:** Pás vegetácie so stromovou, krovinovou a bylinnou etážou, matrix – neprodukčná plocha: úhor s prevahou ruderálnej vegetácie.
- C:** Pás vegetácie so stromovou, krovinovou a bylinnou etážou, matrix – neprodukčná plocha: aktívny pasienok.
- D:** Pás vegetácie, brehový porast pozdĺž vodného toku, matrix – produkčná plocha s poľnohospodárskou kultúrou.
- E:** Pás mokradovej vegetácie – pálka, trstina, ostrica, matrix – produkčná plocha s poľnohospodárskou kultúrou.
- Pre porovnanie sme zvolili zapojený les (cca 4,5 ha) ako nelineárny habitat.
- F:** Plocha, lesný porast so stromovou, krovinovou a bylinnou etážou, matrix – produkčná plocha s poľnohospodárskou kultúrou.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

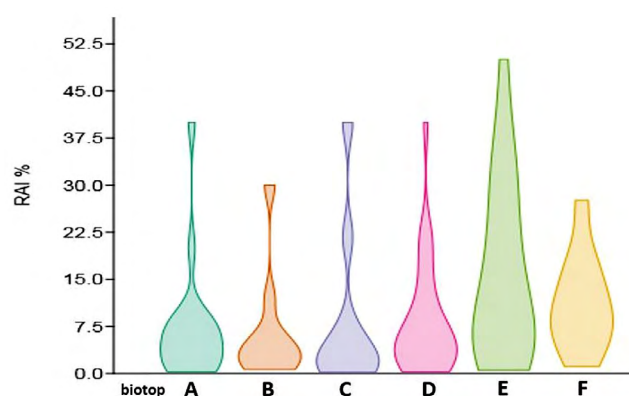
Pri hľadaní vhodného pomeru medzi počtom kamier a použiteľným množstvom nezávislých detekcií sme v teréne na sledovaných lokalitách umiestnili línie s rôznym počtom fotopascí. Zaujímalo nás, či existuje rozdiel (štatisticky významný) v hodnotách indexu relatívnej abundancie (RAI) v závislosti od množstva použitých fotopascí. Analýzou (Kruskal-Wallis test) získaných údajov z nášho poľného experimentu sme zistili, že počet inštalovaných fotopascí má štatisticky významný vplyv na medián hodnôt relatívnej abundancie kún ($P = 0,002656$). Významný rozdiel sme zaznamenali medzi líniami s piatimi fotopascami a líniami s desiatimi (pri $P = 0,002846$) a 15 ($P = 0,02246$) fotopascami. Možno teda konštatovať, že v našom súbore počet fotopascí v línii (konkrétne 5 fotopascí vs. 10 a 15 fotopascí) má vplyv na frekvenciu nezávislých detekcií kún (obr. 2).

Inštalácia fotopascí do línie a ich počet majú priamy vplyv na celkový výsledok vzorkovania a štatistickú kvalitu získaných údajov. Zvýšenie počtu kamier v takomto usporiadaní vedie k rýchlejšiemu dosiahnutiu cieľových počtov detekcií, ale vyžaduje dôsledné zohľadnenie vzdialeností medzi nimi, aby sa zachovala nezávislosť pozorovaní. Počet inštalovaných fotopascí určuje celkový výsledok monitoringu, ktorý sa meria ako počet dní prevádzky vynásobený počtom zariadení. Vyššia hustota zvyšuje mieru zachytenia a opätovného zachytenia (capture-recapture rate), ale znižuje celkovú plochu, ktorú líniový transekt pokryje (ROVEROA et al. 2013). Príliš malé rozostupy vedú k pseudoreplikácii; príliš veľké rozostupy môžu spôsobiť, že jedinci v priestore medzi kamerami budú mať nulovú pravdepodobnosť detekcie (MEEK et al. 2014).



Obr. 2: Počet fotopascí v línii vo vzťahu k hodnotám relatívnej abundancie (RAI) kún (čierny bod – dátový bod RAI, čiara v strede – medián, spodok a vrch boxu – 25. a 75. kvartil)

Fig. 2. Number of camera traps per line in relation to the Relative Abundance Index (RAI) values of martens (black dot – RAI data point, central line – median, box boundaries – 25th and 75th percentiles)

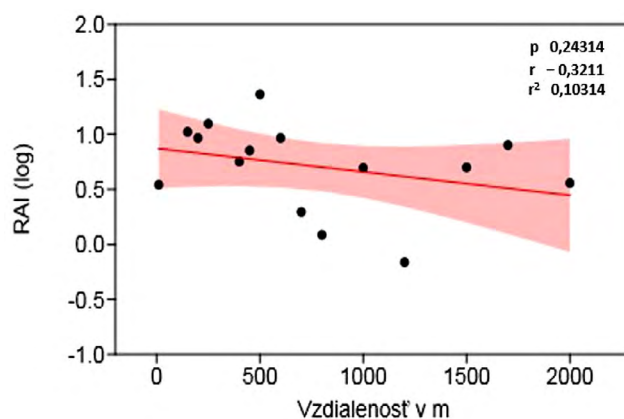


Obr. 3: Hodnoty relatívnej abundancie (RAI) kún vo vzťahu k sledovaným biotopom lineárnej vegetácie umiestnenej v matrixe agrocenózy južného Slovenska (šírka grafu v ktoromkoľvek bode na osi Y: počet dátových bodov)

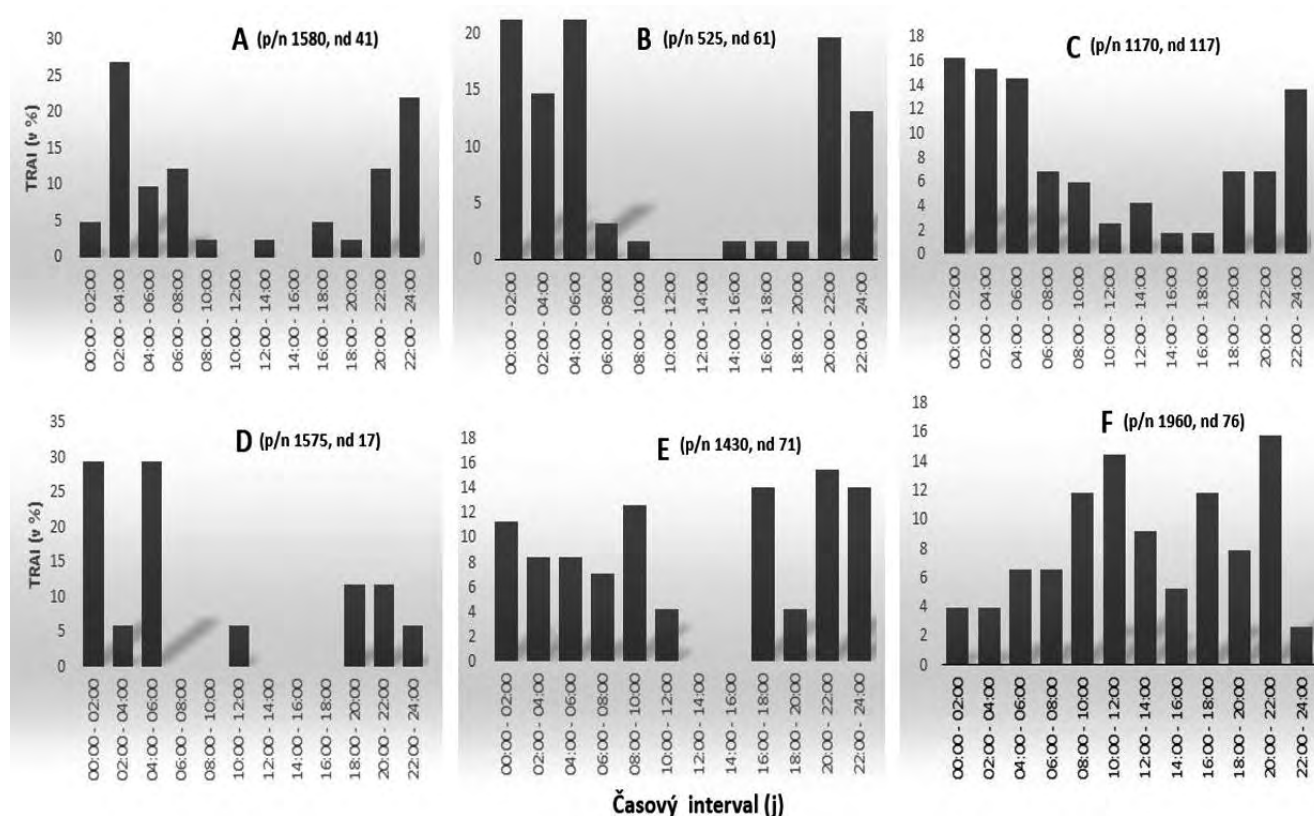
Fig. 3. Relative Abundance Index (RAI) values of martens in relation to the monitored linear vegetation biotopes situated within the agrocnosis matrix in southern Slovakia (the width of the plot at any point on the Y-axis represents the number of data points)

Habitat rôznych vegetačných štruktúr v agrocenóze (mozaika polí, fragmentovaných lesov a ľudských sídiel) výrazne ovplyvňuje výskyt a správanie malých a stredne veľkých mäsožravcov tým, že selektuje druhy podľa ich schopnosti adaptovať sa a tolerovať antropogénne zmeny a využívať otvorené plochy (PEEVA et al. 2022). Zatiaľ čo niektoré druhy, ako kuna skalná, v takomto prostredí prosperujú, iné, ako kuna lesná, sú vytláčané kvôli strate súvislého lesného krytu. V našej práci sme monitorovacie body (miesta s umiestnenými kamerami) diferencovali podľa charakteru stanovišťa a jeho umiestnenia v matici okolitých cenóz agrárnej krajiny. Výsledky vykonaných analýz naznačili, že hodnoty relatívnej abundancie kún v nami sledovanom priestore sú štatisticky významne vyššie v biotope mokrad' (E) ako v biotopoch lineárnej vegetácie umiestnenej v produkčnej ploche (A) a pasienku (C), (obr. 3).

V strednej Európe sa vyskytujú dva druhy kún, z ktorých kuna skalná (*Martes foina*) je ako ekologický generalista oveľa plastickejšia a adaptabilnejšia na rôzne prostredia ako kuna lesná (*Martes martes*) (WIERZBOWSKA et al. 2015). Hoci sú si oba druhy vizuálne podobné, ich ekologické nároky a výber biotopov sa líšia, čo im umožňuje koexistovať na tom istom území bez toho, aby si priamo konkurovali o tie isté potravné zdroje. Odborné štúdie sa zhodujú, že kľúčovým faktorom ich rozdelenia je miera väzby na les a adaptácia na človekom zmenenú krajinu (KRISTÍN et al. 2012a, 2012b). Naše pozorovania naznačujú, že toto rozdelenie nie je až také striktné. Kuny lesné sme zaznamenali okrem typických lesných stanovišť aj v bezlesných biotopoch ako sú pasienok, úhor, brehový porast a močiar.



Obr. 4: Porovnanie vzťahu hodnôt RAI a vzdialenosti k sídlam
Fig. 4. Comparison of the relationship between RAI values and distance to human settlements



Obr. 5: Denná aktivita kún vyjadrená hodnotami TRAI v typoch lineárnej vegetácie (p/n: počet pasco-noci, nd: počet zaznamenaných nezávislých detekcií)

Fig. 5. Diel activity of martens expressed via TRAI values in linear vegetation types (p/n: number of trap-nights, nd: number of recorded independent detections)

V našom súbore záznamov kún z fotopascí, kde nerozlišujeme jednotlivé druhy a jedince, sme sledovali meniace sa hodnoty RAI vo vzťahu k vzdialenosti od najbližšej urbanizovanej zóny, obydliu, sídla (index ľudskej populácie). Porovnanie vzťahu hodnôt RAI a vzdialenosti od ľudských sídiel naznačuje len slabý negatívny lineárny vzťah, prejavom čoho je, že približne len 10,3 % variability RAI je vysvetlených premennou „vzdialenosť“ (obr. 4). Použitá analýza (regresná) dokazuje, že každým zvýšením vzdialenosti od sídla sa relatívna abundancia kún (RAI) znížila o určitú jednotku. To by naznačovalo, že druhovo nedefinované kuny v našom súbore možno priradiť k druhu kuna skalná, ktorá toleruje ľudské sídla a ich blízkosť. (obr. 4)

Vizualizácia denných vzorcov aktivity cieľových druhov vyjadrená časovým indexom relatívnej početnosti vykazuje výrazné vrcholy v intervaloch súmrak/noc (medzi 18:00 a 06:00). Hodnoty TRAI sú minimálne (blízke nule) počas denného svetla (napr. 08:00 – 16:00). Tvar krivky vizualizuje, kedy je druh najmobilnejší a najľahšie detekovateľný fotopascou v rámci celého dňa, čo je kľúčové pre pochopenie časových a sezónnych vzorcov správania zvierat. Z nášho materiálu z oblasti južného Slovenska vyplýva, že časové vzorce aktivity kún sú v typoch lineárnej vegetácie A, B, C, D prakticky identické (obr. 5). Kuny v nich využívajú časovú niku rovnakým spôsobom, čo naznačuje, že typ poľnohospodárskeho manažmentu v okolí líniového prvku (či je to orná pôda, trvalý trávny porast alebo breh toku) zásadne nemení ich denný rytmus.

Mierny posun aktivity do svetlejšej časti dňa pozorujeme v biotope mokradí (E). Hoci sú priemerné časy okolo polnoci podobné ako u predchádzajúcich biotopov, hodnoty TRAI naznačujú zmenu v distribúcii aktivít. V mokradiach môže byť aktivita kún v rámci dňa viac koncentrovaná alebo naopak rozptýlená, pravdepodobne kvôli špecifickej vysokej vegetácii (pálka, trstina) a druhu a dostupnosti koristi (napr. obojživelníky, semiaquatické cicavce), ktorá je aktívna v iných intervaloch než koristi na poliach. Zásadný posun distribúcie denných aktivít sme pozorovali v porovnávacej vzorke les (F). Hodnoty TRAI poukazujú na úplne odlišné správanie. Zatiaľ čo v agrocenóze (A) je priemerný čas aktivity okolo 00:46 (nočná aktivita), v lese (F) sa priemerný čas posúva na 13:34 (popoludňajšia aktivita).

Syntopia kún a mačiek (domácich/divých) je bežným javom, predovšetkým v človekom ovplyvnenej krajine (agrocenózy, mestá), kde oba druhy potravných konkurentov využívajú podobné zdroje potravy a úkrytov. Ich vzťah je charakterizovaný vysokým stupňom ekologického prekryvu, čo vedie k potenciálnej topickej a trofickej konkurencii. Kuny a mačky sú si potravné blízke, čo potvrdzujú analýzy zloženia ich potravy. Pre oba druhy predstavujú drobné cicavce (najmä hraboše a myši) hlavnú zložku potravy, predovšetkým v zimnom a jarnom období (ENGEL & VERHAGEN 2002). V tomto smere si priamo konkurujú o tie isté zdroje koristi. Syntopia kún a mačiek vedie k tomu, že si v kritických zimných mesiacoch priamo konkurujú o hlodavce. Koexistenciu však uľahčuje potravná flexibilita kún, ktoré v teplých mesiacoch využívajú aj rastlinnú stravu a hmyz, čím sa ich ekologická nika čiastočne oddeľuje od mačiek (POŚLUSZNY et al. 2007).

V našom terénnom pokuse sme kuny zaznamenali na 31 lokalitách južného Slovenska. Mačky sme spolu s výskytom kún na jednej lokalite zistili v 18 prípadoch. Naše údaje naznačujú, že mačky nie sú hlavným negatívnym faktorom ovplyvňujúcim početnosť kún v sledovaných lokalitách. Vzťah medzi nimi je pravdepodobne oportunistický. Ak je lokalita úživná, oba druhy ju využívajú naplno. Ak je lokalita špecifická (ako napr. močiare), kuna ju využíva ako „refúgium“, mačka sa tu vyskytuje len zriedka. Predpokladáme, že mačky a kuny na sledovanom území nevykazujú vzťah priamej konkurenčnej exklúzie. Zdá sa, že charakter biotopu hrá kľúčovú úlohu v tom, ako sa tieto druhy „delia o priestor“. Charakteristiku interakcie kuny/mačky uvádzame v tabuľke 1. Interakcie na základe priemerných hodnôt RAI na jednotlivých biotopoch sme zaznamenali nasledovne: A – „mačací“ biotop: vysoký priemer výskytu mačiek, B – neúživné: nízke hodnoty u oboch konkurentov, C – koexistencia: vyrovnané prostredie pre oba druhy, D – preferenčný biotop kún: mačky sú tu skôr náhodné, E – refúgium: kuny tu dominujú, mačky sa močiarom vyhýbajú, F – vyrovnaná nízka hustota: slabá prítomnosť oboch (obr. 6).

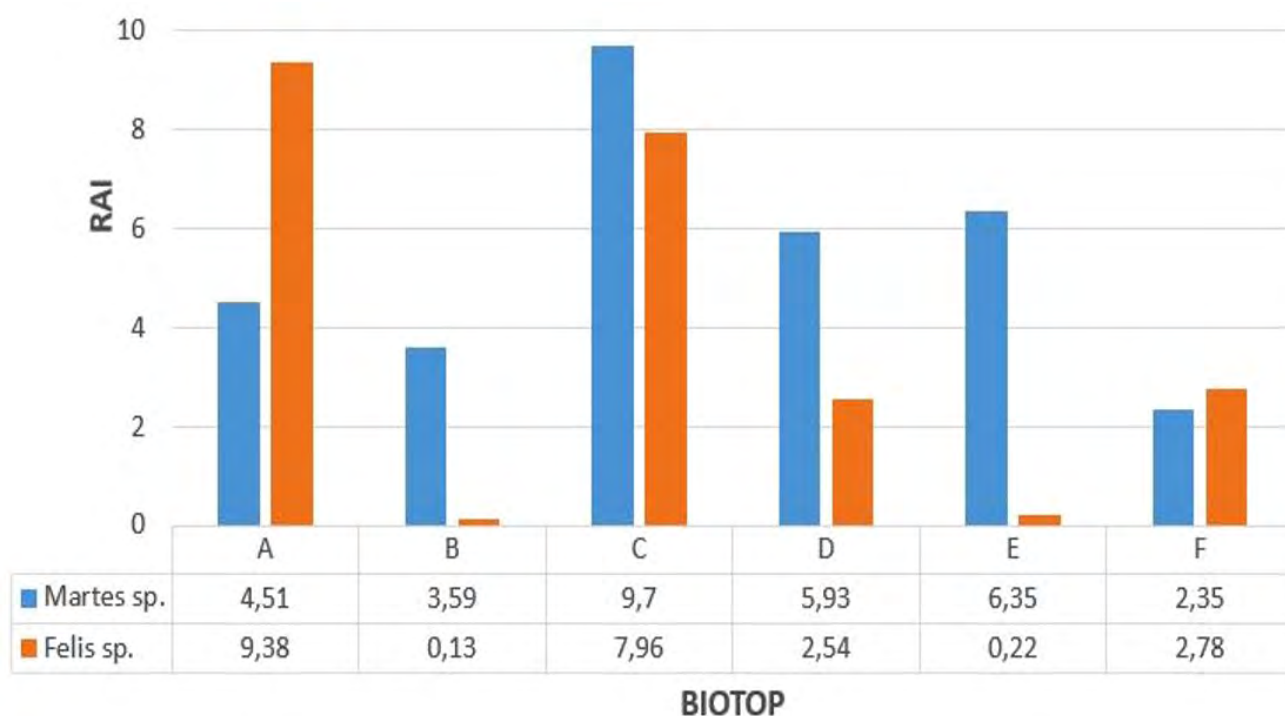
Na základe analýzy údajov z nášho materiálu možno konštatovať, že prezentované výsledky nepotvrdili predpoklad o priamom lineárnom vzťahu, pri ktorom by nárast početnosti mačky viedol k proporcionálnemu poklesu početnosti kún a naopak. Slabá pozitívna korelácia ($r = 0,33$) naznačuje, že oba druhy reagujú skôr na kvalitu biotopu a dostupnosť potravných zdrojov než na vzájomnú prítomnosť ako limitujúci faktor, čo naznačuje absenciu priamej kompetičnej exklúzie. Rozdiely v RAI oboch druhov sú primárne determinované typom prostredia, takže biotop možno považovať za kľúčový

Tabuľka 1: Charakteristika interakcie kuny/mačky determinované typom prostredia
Table 1. Characteristics of marten/cat interaction determined by habitat type

Typ biotopu	Dominantný druh	Charakteristika interakcie
A	Premenlivé	Vysoká variabilita. Mačky tu dosahujú vysoké hodnoty, kuny stále zostávajú prítomné.
C	Oba druhy	Hotspoty. Najlepšie príklady syntopie. Úživnosť prostredia tlmí konkurenčný tlak.
D	Kuny (prevažne)	Kuní biotop. V mnohých lokalitách kuny prosperujú pri nulovom výskyte mačiek.
E	Kuny (výrazne)	Refúgium kún. Močiare mačkám nevyhovujú. Kuny tu majú zónu bez potravného konkurenta.
B/F	Nízke zastúpenie oboch	Marginálne biotopy. Pravdepodobne chudobné na zdroje pre oboch predátorov.

mediátor koexistencie. Biotopy s vysokou úživnosťou (C) preukázali schopnosť oboch druhov koexistovať pri vysokých hodnotách RAI. V týchto „hotspotoch“ pravdepodobne nadbytok potravy eliminuje potrebu agresívnej medzidruhovej teritoriality.

Syntopia mačky – kuny v sledovanom území nie je definovaná priamym konkurenčným bojom, ale je výsledkom mozaikovitej štruktúry krajiny. Zatiaľ čo mačka (domáca) dominuje v suchších a ľudmi ovplyvnených biotopoch, kuny vykazujú širšiu toleranciu a schopnosť prosperovať v lokalitách, ktoré sú pre mačku marginálne alebo nedostupné. Kuny, prevažne skalné, sú na urbanizované prostredie lepšie prispôsobené a vykazujú toleranciu koexistencie s mačkami vďaka schopnosti šplhať a využívať budovy ako denné úkryty, čím sa vyhýbajú priamym konfrontáciám počas dňa (ENGEL & VERHAGEN 2002). Pre udržanie syntopie využívajú tieto druhy mechanizmy niky. Oba druhy (kuny/mačky) sú v oblas-



Obr. 6: Charakteristika interakcie kuny/mačky na základe priemerných hodnôt RAI podľa typu biotopu
Fig. 6. Characteristics of marten/cat interaction based on mean RAI values per biotope

Tabuľka 2: Prehľad druhov potenciálnej koristi (drobné cicavce) kún na sledovaných lokalitách v agroecénóze južného Slovenska
Table 2. Overview of potential prey species (small mammals) for martens at the monitored localities within the agroecénosis of southern Slovakia

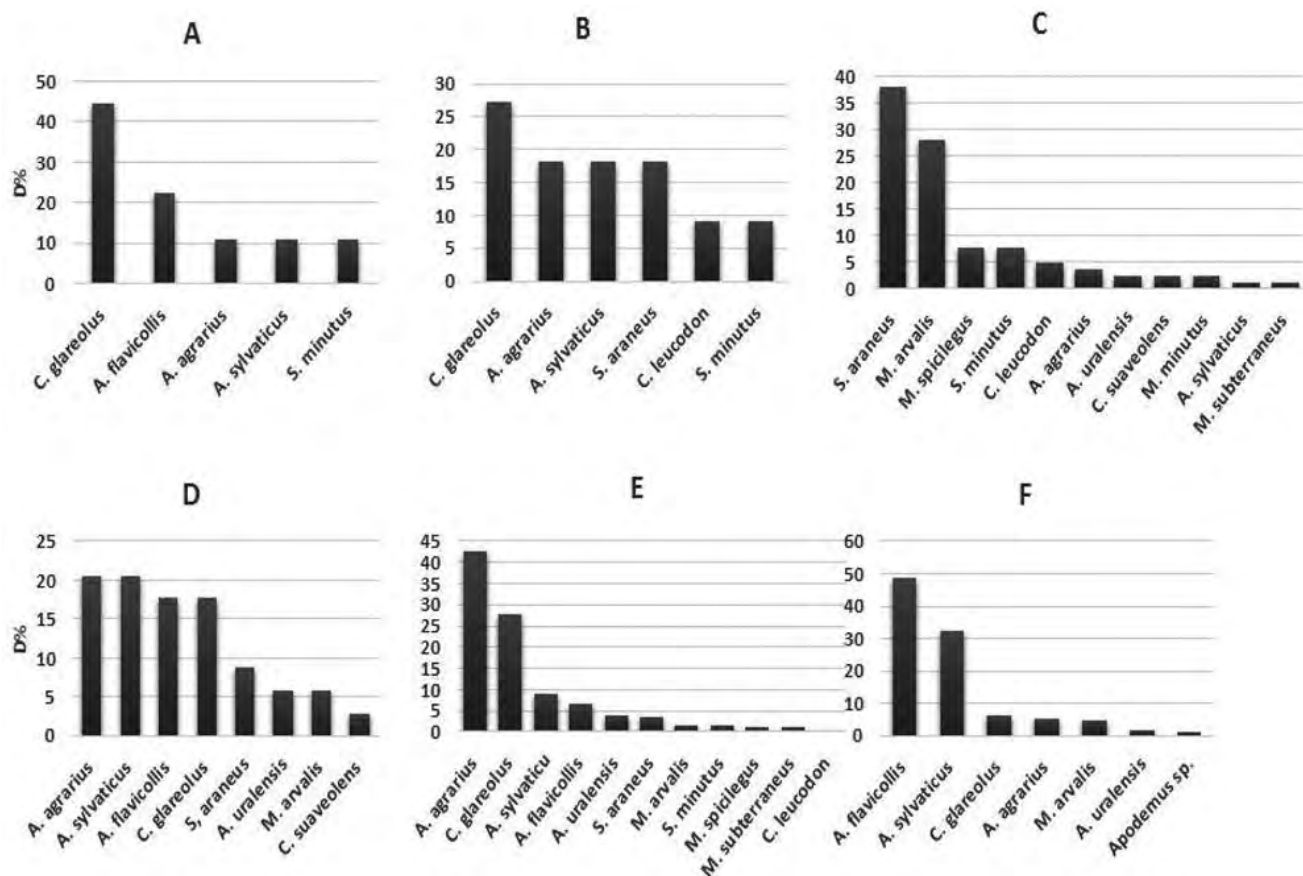
DRUH	Biotop						
	A	B	C	D	E	F	sum
<i>Apodemus agrarius</i> (Pallas, 1771)	1	2	3	7	76	9	98
<i>Apodemus flavicollis</i> (Melchior, 1834)	2			6	12	82	102
<i>Apodemus uralensis</i> (Pallas, 1811)			2	2	7	3	14
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	1	7	16	54	81
<i>Clethrionomys glareolus</i> (Schreber, 1780)	4	3		6	50	10	73
<i>Crocidura leucodon</i> (Hermann, 1780)		1	4		1		6
<i>Crocidura suaveolens</i> (Pallas, 1811)			2	1			3
<i>Micromys minutus</i> (Pallas, 1771)			2				2
<i>Microtus arvalis</i> (Pallas, 1779)			22	2	3	8	35
<i>Mus spicilegus</i> Petényi, 1882			6		2		8
<i>Microtus subterraneus</i> (de Selys-Longchamps, 1836)			1		2		3
<i>Sorex araneus</i> Linnaeus, 1758		2	30	3	6		41
<i>Sorex minutus</i> Linnaeus, 1766	1	1	6		3		11
sum	9	11	79	34	179	168	477

tiach s vysokým tlakom človeka aktívne prevažne v noci a za súmraku, aby minimalizovali strety s ľuďmi, čo však zvyšuje šancu ich vzájomných interakcií (PETROV 2024). Z dostupných literárnych dát vyplýva, že hoci si potravne konkurujú, ich koexistencia je stabilná vďaka oportunistizmu kún a vysokej hustote koristi v antropogénnej krajine (PATON et al. 2024a, b). Hodnoty relatívnej abundancie môžu byť ovplyvnené aj reakciou oboch druhov na prítomnosť a činnosť kamier. Mačky vnímajú prítomnosť fotopascí v prostredí bez ohľadu na typ použitého blesku. Zistilo sa, že k fotopasciam pristupujú častejšie počas dňa, kedy blesk nie je aktívny. Dôležitým zistením je, že sa u nich nevyvíja tzv. „trap shyness“ (plachosť voči pasci) – mačky sa k miestam s fotopascou opakovane vracajú aj po tom, čo boli vystavené blesku (PATON et al. 2024a, b).

V rokoch 2021 – 2024 sme na monitorovacích bodoch alebo v ich tesnej blízkosti, na lokalitách s rôznym typom habitatu, sledovali faunu drobných cicavcov ako podstatnú časť koristi oboch druhov kún. V sledovaných biotopoch (A – F) sme zistili 13 druhov drobných cicavcov (tab. 2). Najbohatšie na druhy drobných cicavcov boli biotopy označené ako pasienok (C) a močiar (E). Kvantitatívne zastúpenie druhov zodpovedalo charakteristikám jednotlivých biotopov. K eudominantným a dominantným taxónom vo väčšine sledovaných habitatov patrili druhy drobných cicavcov označované ako „stepné“ – *Apodemus agrarius*, *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis* (B, C, D, E). Vzhľadom na charakter agroecénózy a prírodné pomery sledovaných líniových biotopov dominovali v niektorých z nich „lesné“ prvky drobných cicavcov (obr. 7) – *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus* (A, B, F). V intenzívne obhospodarovanej krajine môžu trvalé plodiny (ovocné sady, lány olejní a obilnín, vinohrady a pod.) fungovať ako dôležité náhradné biotopy pre druhy charakteristické pre lesy.

Viacerí autori (napr. Goszczyski et al. 2007) uvádzajú, že v prostredí, kde sa oba druhy kún vyskytujú spoločne, dochádza k rozdeleniu zdrojov tak, že kuna lesná efektívnejšie využíva trojrozmerný priestor lesa (stromové dutiny a koruny), zatiaľ čo kuna skalná sa orientuje na terestrický lov v krovinovom podraze, na skládkach dreva a v blízkosti človekom vytvorených objektov. V našom prípade sme tento fenomén nepozorovali vzhľadom k tomu, že sme druhy kún druhovo nerozlišovali.

Druhové zloženie koristi kún je vysoko variabilné a závisí od ich oportunistickej povahy a konkrétneho biotopu, ktorý obývajú (ENGEL & VERHAGEN 2002). Hoci sú oba druhy geneticky blízke a ich potravné niky sa v období nedostatku



Obr. 7: Poradie dominancie druhov možnej koristi (drobné cicavce) kún v sledovaných biotopoch

Fig. 7. Dominance hierarchy of potential prey species (small mammals) of martens across the monitored habitats

(najmä v zime) výrazne prekrývajú, existujú medzi nimi rozdiely v preferencii koristi podľa typu prostredia. Kuna lesná, ktorá sa vyhýba otvoreným plochám a uprednostňuje lesné prostredie, preferuje korisť typickú pre vnútro lesa a stromovú etáž. Dominujú hrdziak lesný (*Clethrionomys glareolus*), ktorý tvorí až tretinu všetkých skonsumovaných hlodavcov a ryšavka žltohrdlá (*Apodemus flavicollis*). Kuna skalná sa ako synantropný oportunista prispôbila životu v agroecénózach, dedinách a mestách, tu loví častejšie hraboša poľného (*Microtus arvalis*) a iné synantropné hlodavce (potkan hnedý *Rattus norvegicus*) (POŠLUŠZNY et al. 2007).

ZÁVER

Naše výsledky potvrdzujú, že lineárna vegetácia v agroecénózach južného Slovenska plní nezastupiteľnú funkciu pre populácie kún. Výsledky naznačujú, že manažment krajiny by sa mal zamerať na zachovanie mokradňových enkláv a hustých pásov krovín, ktoré umožňujú koexistenciu viacerých predátorov a poskytujú stabilnú potravnú základňu, napríklad vo forme drobných cicavcov. Na základe našich pozorovaní možno vyvodiť nasledovné závery:

Optimalizácia monitoringu: pre štatisticky validné dáta o kunách v líniových biotopoch je efektívnejšie použiť viac ako päť fotopascí v línii.

Habitatová preferencia: mokrade (biotop E) predstavujú pre kuny v agroecénóze kľúčové refúgiá s najvyššou relatívnou početnosťou.

Vplyv urbanizácie: potvrdil sa slabý negatívny vzťah medzi vzdialenosťou od sídel a početnosťou kún (viac kún bližšie k ľuďom), čo poukazuje na adaptabilitu lokálnych populácií.

Koexistencia konkurentov: mačky a kuny v sledovanom území nevykazujú priamu konkurenčnú exklúziu; ich prítomnosť je určená skôr kvalitou biotopu než vzájomným potláčaním.

LITERATÚRA

- DENNIS M., HUCK J. J., HOLT C. D., DA CONCEIÇÃO BISPO P., MCHENRY E., SPEAK A. & JAMES P. 2024: Land-cover gradients determine alternate drivers of mammalian species richness in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 39: 146 s. 1 – 14, DOI: 10.1007/s10980-024-01952-7.
- ENGEL E. & VERHAGEN R. 2002: Feeding habits and trophic niche overlap of two sympatric Mustelidae, the polecat *Mustela putorius* and the beech marten *Martes foina*. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48(4): 217 – 225.
- GOSZCZYŃSKI J., POSŁUSZNY M., PILOT M. & GRALAK B. 2007: Patterns of winter locomotion and foraging in two sympatric marten species: *Martes martes* and *Martes foina*. *Canadian Journal of Zoology*, 85(2): 239 – 249.
- KRIŠTÍN A., HELL P. & BUČKO J. 2012a: Kuna skalná – *Martes foina*, s. 447 – 451. In: KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š. (eds.): *Cicavce Slovenska: rozšírenie, bionómia a ochrana*. Veda – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava. 712 s.
- KRIŠTÍN A., HELL P. & BUČKO J. 2012b: Kuna lesná – *Martes martes*, s. 451 – 455. In: KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š. (eds.): *Cicavce Slovenska: rozšírenie, bionómia a ochrana*. Veda – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava. 712 s.
- KRIŠTÍN A., TULIS F., KLIMANT P., BACSA K. & AMBROS M. 2017: Food supply (Orthoptera, Mantodea, Rodentia and Eulipotyphla) and food preferences of the red-footed falcon (*Falco vespertinus*) in Slovakia. *Slovak Raptor Journal*, Bratislava, 11: 1 – 14.
- LIU F., MCSHEA W. J., GARSHELIS D. L., ZHU X., WANG D. & SHAO L. 2013: Relative abundance indices derived from photographic capture rate of wild mammals in Minshan Mountains. *Acta Theriologica Sinica*, 33(2): 111 – 120.
- MEEK P. D., BALLARD G., CLARIDGE A., KAYS R., MOSEBY K., O'BRIEN T., O'CONNELL A., SANDERSON J., SWANN D. E., TOBLER M. & TOWNSEND S. 2014: Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodivers. Conserv.*, DOI 10.1007/s10531-014-0712-8.
- PATON A. J., BUETTEL J. C. & BROOK B. W. 2024a: Shedding light on predator detections: evaluating the impact of camera-trap flash type for feral cat monitoring through in-field observations, *Australian Journal of Zoology*, 72(4), <https://doi.org/10.1071/ZO24005>.
- PATON A., BROOK B. W. & BUETTEL J. 2024b: Here kitty-kitty: lure choice for predator attraction in a temperate environment. *Wildlife Research*, 51(10).
- PEEVA S., EVGENIY R. & KRONAWETTER TH. 2022: Patterns of spatial distribution and diel activity in carnivore guilds (Carnivora). *Journal of Vertebrate Biology* 71(22018).
- PETROV A. 2024: Seasonal and circadian activity patterns of two sympatric carnivores in an agricultural habitat, Southern Bulgaria. *ZooNotes* 232: 1 – 4.
- POSŁUSZNY M., PILOT M., GOSZCZYŃSKI J. & GRALAK B. 2007: Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotyping of DNA from faeces. *Ann. Zool. Fennici* 44: 269 – 284.
- ROVERO F., ZIMMERMANN F., BERZID D. & MEEKE P. 2013: Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24 (2): 148-156, DOI: <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- SATHYAKUMAR S., POUDEL K., BASHIR T. & BHATTACHARYA T. 2011: Camera trapping of mammals in the Kedarnath Wildlife Sanctuary, Western Himalaya, India. *Journal of Threatened Taxa*, 3(11): 2172 – 2179. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o2768.2172-9>.
- WIERZBOWSKA I. A. et al. 2015: Spatial Niche Segregation of Sympatric Stone Marten and Pine Marten – Avoidance of Competition or Selection of Optimal Habitat? In: *PLOS ONE*, 10 (10).

ŠKODY NA VČELSTVÁCH V LIPTOVE A DOLNEJ ORAVE SPÔSOBENÉ MEDVEĎOM HNEDÝM V ROKOCH 2020 – 2024

JAKUB KLAČKO, PETER URBAN

*Fakulta prírodných vied UMB v Banskej Bystrici, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica
jakub.klacko@student.umb.sk; peter.urban@umb.sk*

Damage to bee colonies in Liptov and Lower Orava regions by brown bear in 2020 – 2024

Abstract: This paper discusses bear damages to apiaries in the districts of Ružomberok, Dolný Kubín, and Liptovský Mikuláš (NW Slovakia) during the period 2020–2024. We included spatial, temporal and environmental factors and damage prevention measures in our analyses. The data were obtained from district authorities and supplemented with information from structured interviews. The processing included an analysis of the temporal development of damage, its spatial localization, and environmental factors using a geographic information system (GIS), specifically ArcMap 10.8. In the years 2020 – 2024, 37 damage events were recorded in the studied districts, during which 130 beehives were damaged by the brown bear. The results indicate significant interannual variability in damage, with a peak in 2023 (15 damage events, 40 %), as well as their seasonal character, with the highest occurrence in the spring and summer months. Damage occurred mainly in rural areas outside urban settlements (22 events, 59 %) and repeatedly at the same locations (e.g. Ružomberok – Do Dielca, Lubochňa), despite the use of preventive measures, particularly electric fencing. The majority of damage was compensated through financial reimbursement. The total amount of compensation granted during the monitored period reached €38,869.30. The results point to the need to improve the effectiveness of preventive measures and to implement more targeted management of conflicts between the brown bear and beekeeping in the conditions of the Liptov and Lower Orava regions.

Key words: conflict situations, beekeeping, damage incidents, management

ÚVOD

Medveď hnedý (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) v minulosti predstavoval najmä symbol „divočiny“. V súčasnosti sa musí adaptovať na život v ľuďmi osídlenej a využíanej krajine, v ktorej prebiehajú výrazné a dynamické zmeny. Transformácia krajiny a klimatická zmena sú pravdepodobne najvýznamnejšími faktormi meniacimi podmienky biotopov voľne žijúcich živočíchov (SELWOOD et al. 2015, JOHNSON et al. 2018, ABRAHMS et al. 2023, DEQIANG et al. 2024), vrátane medveďa. Okrem iného to prináša aj zmenu jeho rozšírenia, početnosti, využívania priestoru, výberu zdrojov, vrátane dostupnosti potravy, hibernácie, či správania sa, ako aj ekologických interakcií a s nimi súvisiacich ekosystémových služieb (SWENSON et al. 2000, FINĐO et al. 2007, VALEIX et al. 2012, LEBLOND et al. 2013, ELFSTRÖM et al. 2014a, KROFEL et al. 2017, PENTERIANI et al. 2017, LAMAMY et al. 2019, GONZÁLEZ-BERNARDO et al. 2020, HERTEL et al. 2024, KURTH et al. 2024, SIKDOKUR et al. 2025, TATTONI et al. 2025, DÍAZ-FERNÁNDEZ et al. 2026). Zvyšujú sa tiež interakcie a konflikty medzi človekom a medveďom (*human–bear conflicts*, HBC) (JOHNSON et al. 2018, KUMAR et al. 2022, KARA et al. 2026), ktoré sa vyskytujú už od praveku (KROFEL et al. 2020).

Faktory, ktoré súvisia s biológiou a ekológiou medveďa ovplyvňujú aj jeho potravné požiadavky, vrátane priestorovej ekológie a interakcií s ľuďmi, hospodárskymi zvieratami, včelstvami, či poľnohospodárskymi plodinami (ELFSTRÖM et al. 2014b). Jeho rozšírenie preto vo významnej miere determinuje aj dostupnosť potravných zdrojov, pričom jedince preferujú oblasti s vyššou energetickou hodnotou potravy v rámci potravnej siete (LUCAS et al. 2025). Na druhej strane však ľudské činnosti, infraštruktúra, hospodárenie, či účinné preventívne opatrenia môžu ovplyvniť intenzitu a prevalenciu negatívnych interakcií (RIGG et al. 2011, POP et al. 2023).

Medveď ako typický oportunistický omnivorný druh a flexibilný potravný generalista sa rýchlo prispôsobuje podmienkam prostredia a sezónnym rozdielom v dostupnosti potravy, pričom využíva jej pestrú škálu, vrátane antropogénnych zdrojov (BOJARSKA & SELVA 2012, SKUBAN et al. 2016, ŠTOFÍK et al. 2017). Práve dostupnosť a kvalita potravných

zdrojov výrazne ovplyvňujú nielen jeho populačnú dynamiku (FERGUSON & McLOUGHLIN 2000, BOJARSKA & SELVA 2012), ale tiež mieru interakcií a konfliktov s človekom (KAVČIČ et al. 2015, BOMBIERI et al. 2019, GARCÍA-RODRÍGUEZ 2021). Prejavujú sa však individuálne rozdiely v správaní sa medveďov, napr. v preferenciách potravy a stratégiách jej hľadania.

Väčšinu škôd, ktoré medveď spôsobuje súvisí s dostupnosťou potravných zdrojov ľudského pôvodu (DORRESTEIJN et al. 2014, OTTO et al. 2015, NAVES et al. 2018). Medzi ne patria aj včelstvá, ktoré im poskytujú veľmi dobrý a energeticky bohatý zdroj potravy. V minulosti bol ekonomický aspekt včelárstva významnejší ako je tomu v súčasnosti, pretože poskytovalo med ako jediné produkované sladidlo (výroba repného cukru sa v stredoeurópskych podmienkach začala až v 18. storočí a trstinový cukor bol vzácnym orientálnym tovarom, ktorý sa od 6. storočia dovážal do Európy z kolónií), medovinu a včelí vosk ako materiál potrebný k výrobe sviečok (ANDRESKA 2012).

Škody spôsobené medveďom hnedým majú nielen materiálny, ale aj ekologický a sociálno-ekonomický rozmer, pretože môžu viesť k zániku celých včelích kolónií na danej lokalite a k zníženiu produkcie včelích produktov (BAUTISTA et al. 2017).

Medveď spôsobuje škody vo forme zničeného včelstva a včelej matky, straty na produkcii medu a druhotných včelích produktov (vosk, propolis) a poškodených a zničených včelárskych zariadení. Škody na včelstvách a včelárskych zariadeniach predstavujú na Slovensku zhruba jednu tretinu všetkých škôd, spôsobených medveďom (ANTAL et al. 2015).

K oblastiam s pomerne vysokou početnosťou medveďa na Slovensku patrili a patria aj Liptov a Dolná Orava a šelma v nich spôsobovala a spôsobuje značné škody.

Cieľom tohto článku je vyhodnotiť výskyt škôd spôsobených medveďom na včelstvách v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v rokoch 2020 – 2024, ich časové a priestorové rozloženie, analyzovať vybrané faktory prostredia, ktoré môžu ovplyvňovať ich vznik, ako aj posúdiť spôsob riešenia škôd, vrátane systému finančných náhrad a uplatňovania preventívnych opatrení.

MATERIÁL A METODIKA

Údaje o škodách spôsobených medveďom hnedým na včelstvách v rokoch 2020 – 2024 poskytli zamestnanci odborov starostlivosti o životné prostredie Okresných úradov Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín na základe žiadostí prvého autora podľa zákona č. 211/2000 Z. z. o slobodnom prístupe k informáciám, ktoré boli zaslané elektronicky prostredníctvom e-mailu. Súčasťou zberu údajov boli aj doplňujúce otázky týkajúce sa charakteru, rozsahu a riešenia škôd spôsobených medveďom hnedým na včelstvách. Zamestnanci odborov starostlivosti o životné prostredie poskytli okrem toho aj doplnkové informácie prostredníctvom štruktúrovaných rozhovorov, vykonaných 18. 12. 2025 v Ružomberku a 26. 1. 2026 v Dolnom Kubíne.

Získané údaje boli spracované v tabuľkovom prostredí (MS Excel). Priestorová lokalizácia jednotlivých udalostí predstavovala čiastočné obmedzenie analýzy, pretože odbory starostlivosti o životné prostredie vo väčšine prípadov nedisponujú presnými geografickými súradnicami miest vzniku škôd spôsobených medveďom hnedým na včelstvách. Lokalizácia bola uvádzaná len na úrovni názvu katastrálneho územia, miestnej časti alebo opisného určenia (napr. extravilán/intravilán konkrétnej obce).

Z tohto dôvodu sme do priestorovej analýzy zahrnuli len sedem lokalít, ktoré bolo možné dostatočne presne identifikovať. V jednom prípade (okres Dolný Kubín) boli k dispozícii aj presné GPS súradnice. V ostatných prípadoch bola poloha určená na základe ortofotomapy a miestnej znalosti prvého autora.

Priestorová analýza druhotnej krajiny štruktúry bola realizovaná v prostredí geografického informačného systému ArcGIS (ArcMap). Základom analýzy boli bodové lokalizácie miest, na ktorých došlo k vzniku škôd. Pre každú lokalitu bol vytvorený buffer s polomerom 1 000 m pomocou nástroja Buffer, ktorý predstavoval analyzované územie.

Následne bola vykonaná vizuálna interpretácia ortofotomapy (World Imagery) (ortosnímky boli zvolené z praktického hľadiska, pretože primárne šlo o identifikáciu štruktúry krajiny pre potreby záverečnej práce), na základe ktorej boli identifikované jednotlivé typy využitia krajiny. Pomocou editačných nástrojov boli manuálne vytvorené polygóny reprezentujúce základné kategórie druhotnej krajiny štruktúry, konkrétne lesné plochy, lúky a otvorené plochy (trvale trávne porasty) a urbanizované prostredie, určená nadmorská výška a najbližšia vzdialenosť sídla a lesa od analyzovaného miesta.

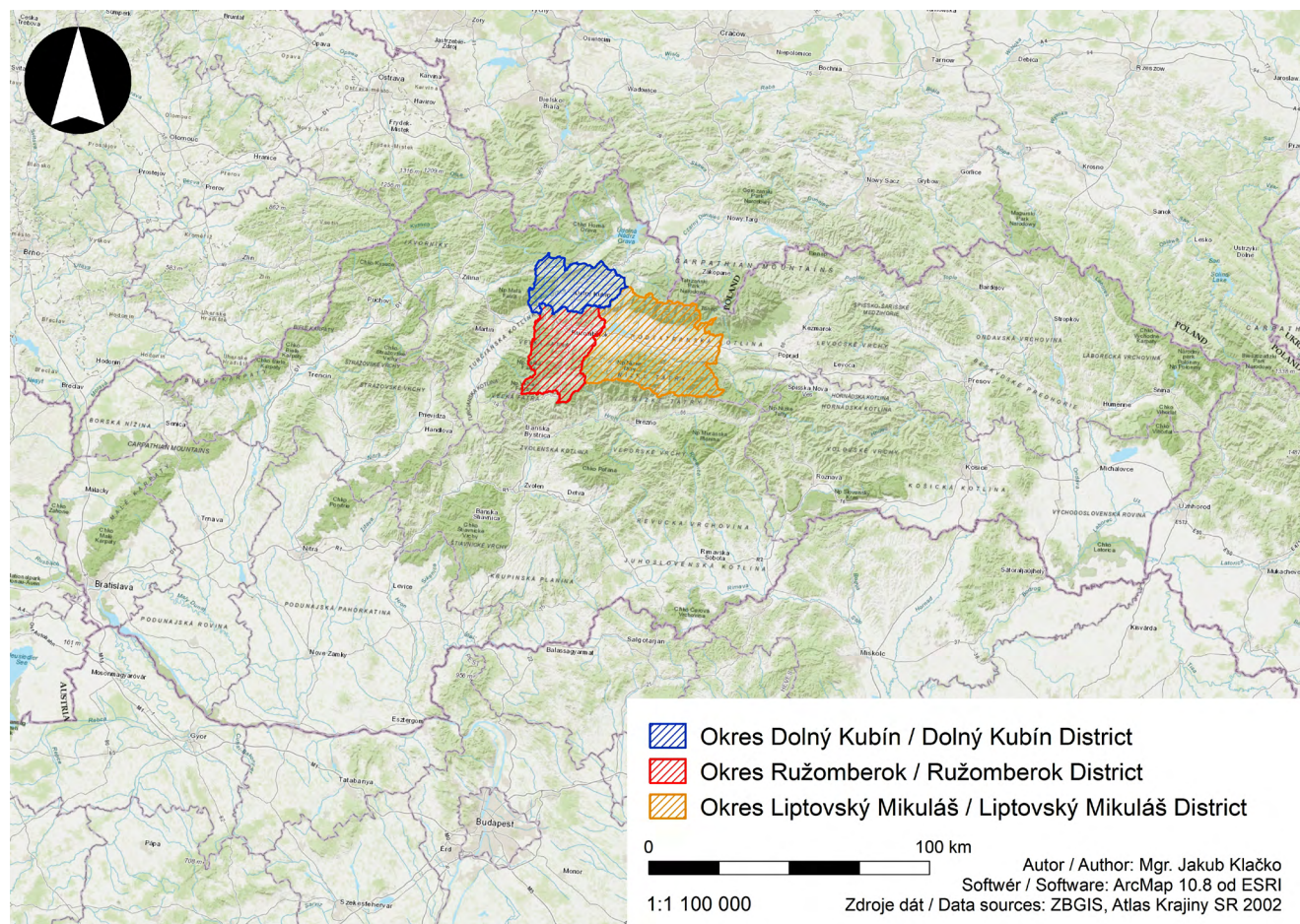
Pri klasifikácii plôch bol uplatnený princíp dominantného využitia územia. Lesné plochy zahŕňali aj holiny a rúbaniská v rámci lesných komplexov, medzi lúky a otvorené plochy sme zaradili trvalé trávne porasty vrátane plôch s rozptýlenou drevinovou vegetáciou a do urbanizovaného prostredia zastavané územia vrátane rodinných domov, hospodárskych objektov, dvorov, záhrad a dopravnej infraštruktúry.

Po digitalizácii boli pre jednotlivé polygóny vypočítané plošné výmery v m² pomocou funkcie Calculate Geometry. Tieto hodnoty boli následne sumarizované pre každú lokalitu a prepočítané na percentuálne zastúpenie jednotlivých kategórií vzhľadom na celkovú plochu analyzovaného územia. Mapové výstupy, spracované v jednotnej mierke 1 : 25 000, boli vytvorené v prostredí ArcGIS (ArcMap 10.8). Ako podkladová vrstva bola použitá ortofotomapa (World Imagery), do ktorej boli vložené bodové lokalizácie škodových udalostí, ktoré boli následne zvýraznené jednotným symbolom.

Pri spracovaní dát bola zohľadnená aj možná miera nepresnosti vyplývajúca z manuálnej interpretácie niektorých lokalít, pričom tieto odchýlky nemali zásadný vplyv na celkové výsledky analýzy.

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Študované územie Liptova a Dolnej Oravy sa nachádza na severe Slovenska. Podľa aktuálneho územného a správneho usporiadania Slovenskej republiky (Zákon NR SR č. 221/1996) patrí do Žilinského kraja, v ktorom tvorí tri okresy: Liptovský Mikuláš, Ružomberok a Dolný Kubín (obr. 1, tab. 1).



Obr. 1: Vymedzenie študovaného územia – okresov Ružomberok, Liptovský Mikuláš Dolný Kubín v rámci Slovenska
Fig. 1. Definition of the study area – the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín within Slovakia

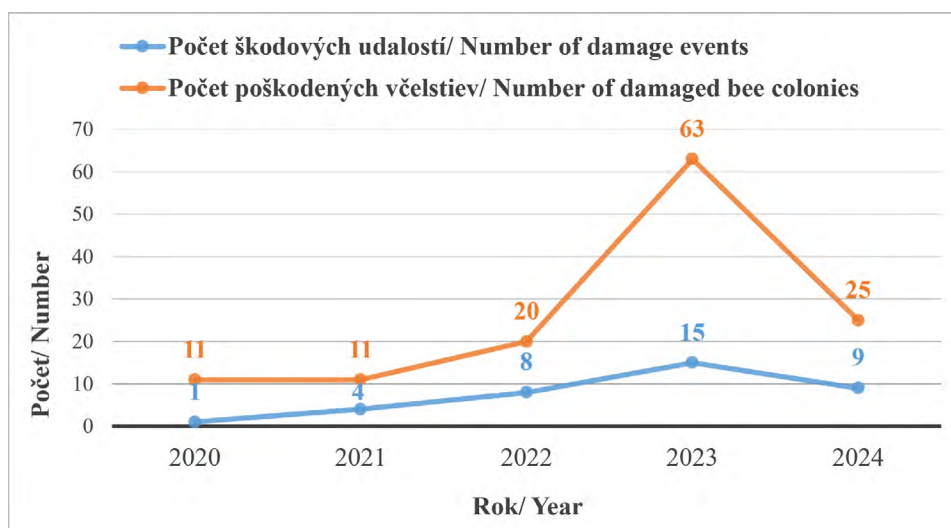
Tabuľka 1: Základná charakteristika okresov v študovanom území (upravené podľa KOREC et al. 1997 a údajov Štatistického úradu)
Table 1. Basic characteristics of districts in the study area (adapted from KOREC et al. 1997 and data from the Statistical Office)

Okres / District	Rozloha / Area (km ²)	Počet obyvateľov / Number of inhabitants	Hustota zaľudnenia / Population density	Sídla / Municipalities
Dolný Kubín	490	36 608	78 obyvateľov / inhabitants / km ²	24 obcí, z toho 1 mesto / 24 municipalities, of which 1 city
Liptovský Mikuláš	1 332	70 995	53 obyvateľov / inhabitants / km ²	56 obcí, z toho 2 mestá / 56 municipalities, of which 2 cities
Ružomberok	647	56 022	87 obyvateľov / inhabitants / km ²	25 obcí, z toho 1 mesto / 25 municipalities, of which 1 city

VÝSLEDKY

V rokoch 2020 – 2024 bolo v troch sledovaných okresoch (Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín) spolu zaznamenaných (nahlásených a riešených) 37 škodových udalostí, pri ktorých došlo k poškodeniu 130 včelstiev medveďom hnedým (tab. 2). Tento počet zahŕňa aj škodovú udalosť z roku 2020 v k. ú. Ružomberok (lokalita Do Dielca), pri ktorej škoda nebola preukázaná príslušným orgánom odboru starostlivosti o životné prostredie Okresného úradu Ružomberok a nebola priznaná finančná náhrada.

Najviac škôd (30) bolo v okrese Ružomberok, pri ktorých došlo k poškodeniu 106 včelstiev, čo predstavovalo 0,35 – 1,38 % zo všetkých evidovaných včelstiev. V okrese Liptovský Mikuláš bolo zaznamenaných 5 škodových udalostí s poškodením 10 včelstiev (0,14 % zo všetkých včelstiev) a v okrese Dolný Kubín 2 škodové udalosti, pri ktorých bolo poškodených 14 včelstiev (0,39 % zo všetkých) (tab. 3, obr. 2).



Obr. 2: Počet poškodených včelstiev a počet škodových udalostí v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v období rokov 2020 – 2024

Fig. 2. Number of damaged beehives and number of damage events in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in the period 2020 – 2024

Tabuľka 2: Škody spôsobené medveďom hnedým na včelstvách v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v rokoch 2020 – 2024

Table 2. Damage caused by brown bears to bee colonies in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in 2020–2024

Katastrálne územie / <i>Cadastral territory</i>	Lokalita / <i>Location</i>	Rok / <i>Year</i>	Počet / <i>Number</i> (ks/ha)	Žiadaná suma / <i>Amount requested</i> (€)	Priznaná suma / <i>Amount admitted</i> (€)	Poznámka / <i>Note</i>
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2020	11	3663,4	0	nepreukázané / unproven
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2021	5	1801	1801	el. ohradník / electric fence
Liptovské Revúce	V. Hričkov / extravilán	2021	1	0	0	bez opatrení / without measures
Ružomberok	Lepenkáreň / extravilán	2021	2	474	474	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Bukovinka / extravilán	2021	3	850	850	el. ohradník / electric fence
Kalameny	Vyšný koniec / intravilán	2022	2	344	344	oplotenie / fencing
Kalameny	Predhorné / extravilán	2022	2	284,6	284,6	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence
Lubochňa	Bánik / intravilán	2022	1	254	254	oplotenie / fencing
Lubochňa	Bašta / intravilán	2022	5	1428,5	1 428,50	oplotenie / fencing
Ružomberok	Lepenkáreň / extravilán	2022	2	616	616	el. ohradník / electric fence
Lubochňa	Pod Fatrou / intravilán	2022	3	902	902	oplotenie / fencing
Kalameny	Vyšný koniec / intravilán	2022	2	476,6	476,6	oplotenie / fencing
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2022	3	713,9	713,9	el. ohradník / electric fence
Stankovany	Rojkov / intravilán	2023	2	557	557	oplotenie / fencing
Lubochňa	Pod Fatrou / intravilán	2023	2	533	533	oplotenie / fencing
Lubochňa	Pod Fatrou / intravilán	2023	3	667	667	oplotenie / fencing
Stankovany	Rojkov / extravilán	2023	3	961,4	961,4	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Baničné / extravilán	2023	5	1 440,50	1 440,50	el. ohradník / electric fence
Lubochňa	Huty / extravilán	2023	1	145	145	el. ohradník / electric fence

Katastrálne územie / Cadastral territory	Lokalita / Location	Rok / Year	Počet / Number (ks/ha)	Žiadaná suma / Amount requested (€)	Priznaná suma / Amount admitted (€)	Poznámka / Note
Ružomberok	Biely Potok / intravilán	2023	1	364,9	364,9	oplotenie / fencing
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2023	8	2 634,00	2 634,00	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2023	7	3 339,00	3 339,00	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Biely Potok / intravilán	2023	1	350	350	oplotenie / fencing
Ružomberok	Biely Potok / extravilán	2023	2	602	602	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2023	7	3 808,00	3 808,00	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Bukovina / extravilán	2023	7	3 647,50	3 647,50	el. ohradník / electric fence
Vyšný Kubín	Danielovec / extravilán	2023	11	2 200	2 200	el. ohradník / electric fence
Zázrivá	Široký Grúň / extravilán	2023	3	630	630	el. ohradník / electric fence
Lipt. Revúce	Vyšná Revúca / extravilán	2024	4	970	970	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence
Lipt. Revúce	Nižný bán / extravilán	2024	2	483	483	el. ohradník / electric fence
Lipt. Osada	Nad Štálikom / extravilán	2024	4	975,6	975,6	el. ohradník / electric fence
Ružomberok	Do Dielca / extravilán	2024	5	3 773,00	3 773,00	el. ohradník / electric fence
Konská	Konská / intravilán	15.5.2024	2	422	422	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence
Konská	Konská / intravilán	28.5.2024	1	342	342	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence
Vavrišovo	Vavrišovo / intravilán	12.6.2024	3	863,8	863,8	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence
Pribylina	Pribylina / intravilán	21.6.2024	3	731	731	el. ohradník / electric fence
Pribylina	Pribylina / intravilán	30.6.2024	1	285	285	oplotenie + el. ohradník / fencing + electric fence

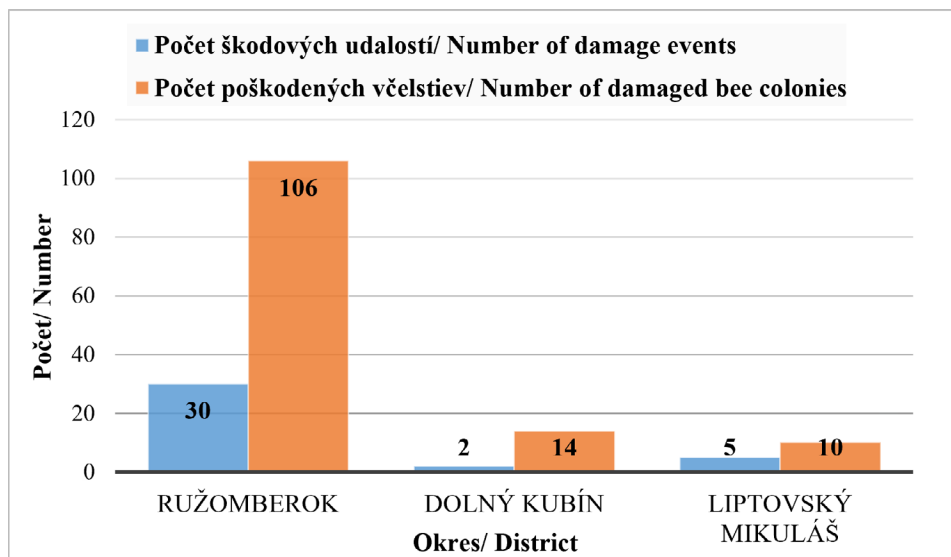
Tabuľka 3: Počet včelstiev, včelárov a škody spôsobené medveďom hnedým na včelstvách v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v rokoch 2020 – 2024

Table 3. Number of bee colonies, beekeepers and damage caused by brown bears to bee colonies in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in 2020 – 2024

Okres / District	Počet včelstiev / Number of beehives	Počet včelárov / Number of beekeepers	Počet škodových udalostí / Number of damage events	Počet poškodených včelstiev / Number of damaged beehives	Podiel poškodených včelstiev (%) / Share of damaged beehives (%)
2020					
Ružomberok	2900	256	1	11	0,38
Liptovský Mikuláš	6596	483	0	0	0,00
Dolný Kubín	3647	242	0	0	0,00
Σ	13143	981	1	11	0,08
2021					
Ružomberok	3119	283	4	11	0,35
Liptovský Mikuláš	6676	519	0	0	0,00
Dolný Kubín	3431	248	0	0	0,00
Σ	13226	1050	4	11	0,08
2022					
Ružomberok	3541	302	8	20	0,56
Liptovský Mikuláš	6999	537	0	0	0,00
Dolný Kubín	3762	269	0	0	0,00
Σ	14302	1108	8	20	0,14
2023					
Ružomberok	3545	315	13	49	1,38
Liptovský Mikuláš	6976	554	0	0	0,00
Dolný Kubín	3623	275	2	14	0,39
Σ	14144	1144	15	63	0,45
2024					
Ružomberok	3649	317	4	15	0,41
Liptovský Mikuláš	7335	564	5	10	0,14
Dolný Kubín	3637	281	0	0	0,00
Σ	14621	1162	9	25	0,17

Prevažovali škody vzniknuté v extraviláne, kde bolo zaznamenaných 22 udalostí (59,5 %), zatiaľ čo v intraviláne obcí bolo evidovaných 15 udalostí (40,5 %).

Vývoj škôd mal výraznú medzoročnú variabilitu. Najnižší počet škodových udalostí bol zaznamenaný v roku 2020 (1 udalosť, 11 poškodených včelstiev). Postupný nárast bol evidovaný v rokoch 2021 a 2022, pričom výrazný vrchol nastal v roku 2023, keď bolo zaznamenaných 15 škodových udalostí a poškodených 63 včelstiev. V roku 2024 došlo k poklesu počtu škôd (9 udalostí, 25 poškodených včelstiev), avšak hodnoty zostali vyššie ako v počiatočných rokoch sledovania (obr. 3).



Obr. 3: Počet škôd spôsobených medveďom hnedým v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v období rokov 2020 – 2024

Fig. 3. Number of damages caused by brown bears in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in the period 2020–2024

Škody mali sezónny charakter. Najvyšší počet bol zaznamenaný v júni (12 udalostí), zvýšený výskyt bol evidovaný aj v apríli a júli (po 6 udalostí) (obr. 4).

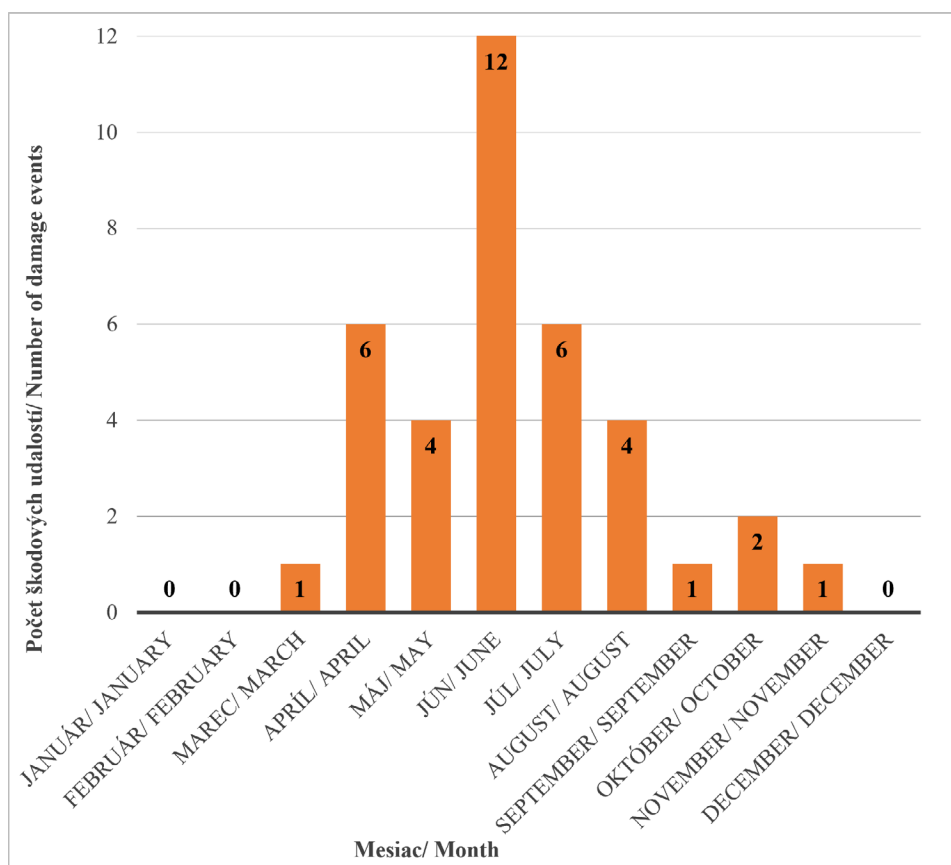
Finančné náhrady boli vo väčšine prípadov priznané v plnej výške. Celková výška náhrad za sledované obdobie dosiahla 38 869,30 €. Najvyššia vyplatená čiastka bola v roku 2023 (21 879,30 €) (obr. 5). Nepriznaný prípad bol evidovaný v roku 2020, keď pôvod škody nebol preukázaný príslušným orgánom odboru starostlivosti o životné prostredie v Ružomberku. V jednom prípade z roku 2021 nebola podaná žiadosť o náhradu škody, čo mohlo súvisieť s nesplnením podmienok zabezpečenia včelstiev podľa platnej legislatívy

Z analyzovaných prípadov bol najčastejšie používaným spôsobom ochrany elektrický ohradník (51,4 %). Oplotenie včelstiev bez elektrického zabezpečenia predstavovalo 28,6 % prípadov, zatiaľ čo kombinácia oplotenia a elektrického ohradníka bola použitá v 17,1 % prípadov. Len v 2,9 % prípadov neboli evidované žiadne preventívne opatrenia (obr. 6).

Aj napriek technickým zabezpečeniam došlo k vzniku škôd aj v prípadoch, kde bol použitý elektrický ohradník alebo jeho kombinácia s oplotením.

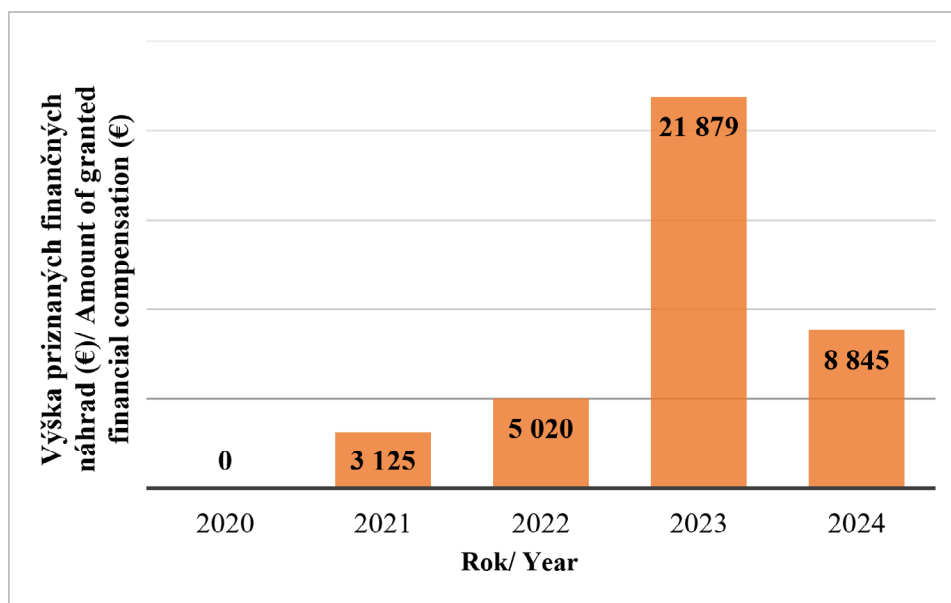
Analýza lokalizácie škôd a faktorov prostredia

Priestorová analýza lokalizácie škôd a faktorov prostredia bola realizovaná len pre tie lokality, ktoré bolo možné dostatočne presne identifikovať na základe dostupných údajov (tab. 4). Vzhľadom na absenciu presných geografických súradníc pre všetky evidované prípady nebolo možné zahrnúť všetky lokality do priestorovej analýzy. Tento postup umožnil zabezpečiť vyššiu mieru presnosti a spoľahlivosti výsledkov pre vybrané lokality.



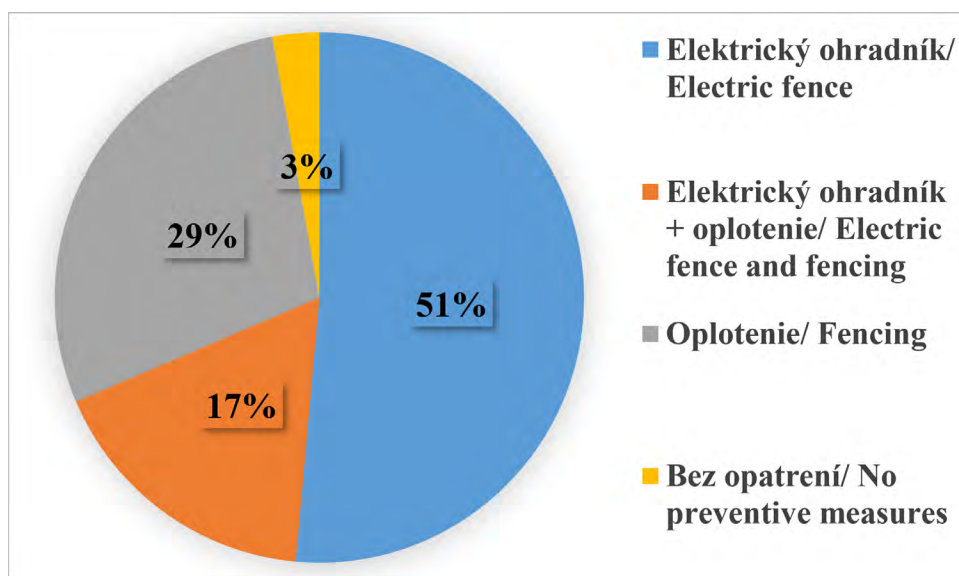
Obr. 4: Počet škod spôsobených medveďom hnedým podľa mesiacov v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v období rokov 2020 – 2024

Fig. 4. Number of damages caused by brown bears by month in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in the period 2020–2024



Obr. 5: Vývoj finančných náhrad za škody spôsobené medveďom hnedým na včelstvách v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v období rokov 2020 – 2024

Fig. 5. Development of financial compensation for damage caused by brown bears to bee colonies in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in the period 2020 – 2024



Obr. 6: Percentuálne zastúpenie preventívnych opatrení v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v období rokov 2020 – 2024

Fig. 6. Percentage of preventive measures in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in the period 2020 – 2024

Tabuľka 4: Prehľad vybraných parametrov priestorovej analýzy 7 lokalít, na ktorých došlo ku škodám medvedom hnedým na včelstvách v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín v rokoch 2020 – 2024

Table 4. Overview of selected parameters of the spatial analysis of 7 locations where brown bears caused damage to bee colonies in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín in 2020 – 2024

Lokalita / Locality	Katastrálne územie / Cadastral territory	Nadmorská výška / Altitude (m n. m.)	Les / Forest (%)	Lúky a otvorené plochy / Meadows and open areas (%)	Urbanizované prostredie / Urbanized environment (%)	Vzdialenosť od / Distance from	
						okraja lesa / edge of the forest (m)	najbližšieho sídla / the nearest municipality (m)
Do Dielca	Ružomberok	555	11,85	21,96	66,19	707	34
Vyšný Hričkov	Liptovské Revúce	573	93,89	5,94	0,17	0	417
Lepenkáreň	Ružomberok	529	55,69	34,98	9,33	192	41
Predhorné	Kalameny	573	50,77	33,89	15,34	240	442
Huty	Ľubochňa	484	94,67	5,33	0	5	1548
Nad Štálikom	Liptovská Osada	673	32,93	59,14	7,93	636	726
Široký Grúň	Zázrivá	807	50,34	38,45	11,21	225	24

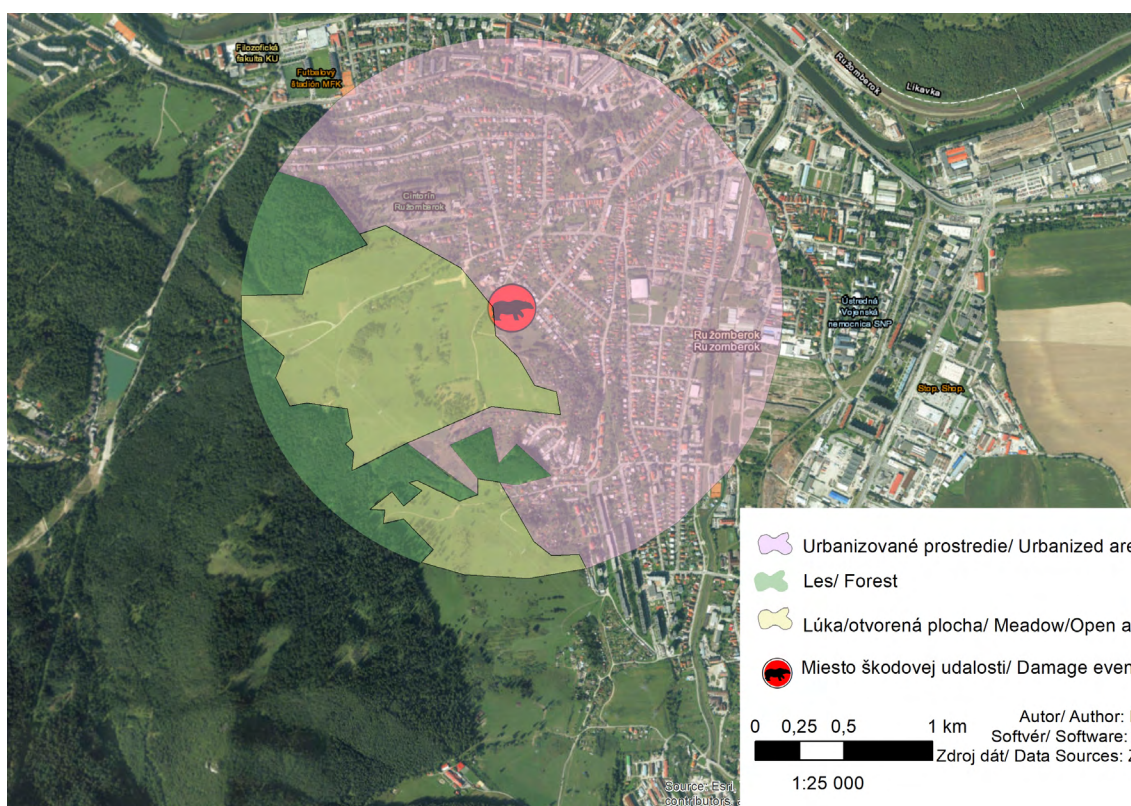
Lokalita Ružomberok – Do Dielca (555 m n. m.) predstavuje typický príklad kontaktného územia medzi urbanizovaným prostredím a prírodnými prvkami krajiny. Analyzované územie sa nachádza v bezprostrednej blízkosti zastavaného územia mesta, čo potvrdzuje aj minimálna vzdialenosť od sídla (34 m), pričom vzdialenosť od najbližšieho okraja lesa je 707 m.

Z hľadiska druhotnej krajinej štruktúry dominuje urbanizované prostredie, ktoré tvorí až 66,2 % analyzovaného územia. Ide najmä o obytnú zástavbu, záhrady, komunikácie a súvisiacu infraštruktúru. Lúky a otvorené plochy predstavujú 22,0 % a vytvárajú prechodnú zónu medzi zastavaným územím a lesnými porastmi, ktoré sú zastúpené len v menšej miere (11,8 %) a nachádzajú sa prevažne na okrajoch analyzovaného územia (obr. 7).

Lokalita Liptovské Revúce – Vyšný Hričkov (573 m n. m.) predstavuje územie s výrazne prírodným charakterom, nachádzajúce sa v extraviláne obce (v lese) vo vzdialenosti 417 m od najbližšieho sídla. Z hľadiska druhotnej krajinej štruktúry dominujú lesné porasty, ktoré tvoria až 93,9 % analyzovaného územia. Lúky a otvorené plochy predstavujú len doplnkovú zložku krajiny (5,9 %) a urbanizované prostredie je zastúpené len minimálne (0,2 %) (obr. 8).

Lokalita Ružomberok – Lepenkáreň (529 m n. m.) predstavuje prechodné územie medzi urbanizovaným prostredím a prírodnou krajinou. Nachádza sa v extraviláne mesta vo vzdialenosti 41 m od zastavaného územia a 192 m od okraja lesa. Z hľadiska druhotnej krajinej štruktúry dominujú lesné porasty, ktoré zaberajú 55,7 % analyzovaného územia. Lúky a otvorené plochy predstavujú 35,0 % a urbanizované plochy 9,3 %, čo poukazuje na mozaikovitý charakter krajiny s výrazným zastúpením prírodných aj antropogénnych prvkov (obr. 9).

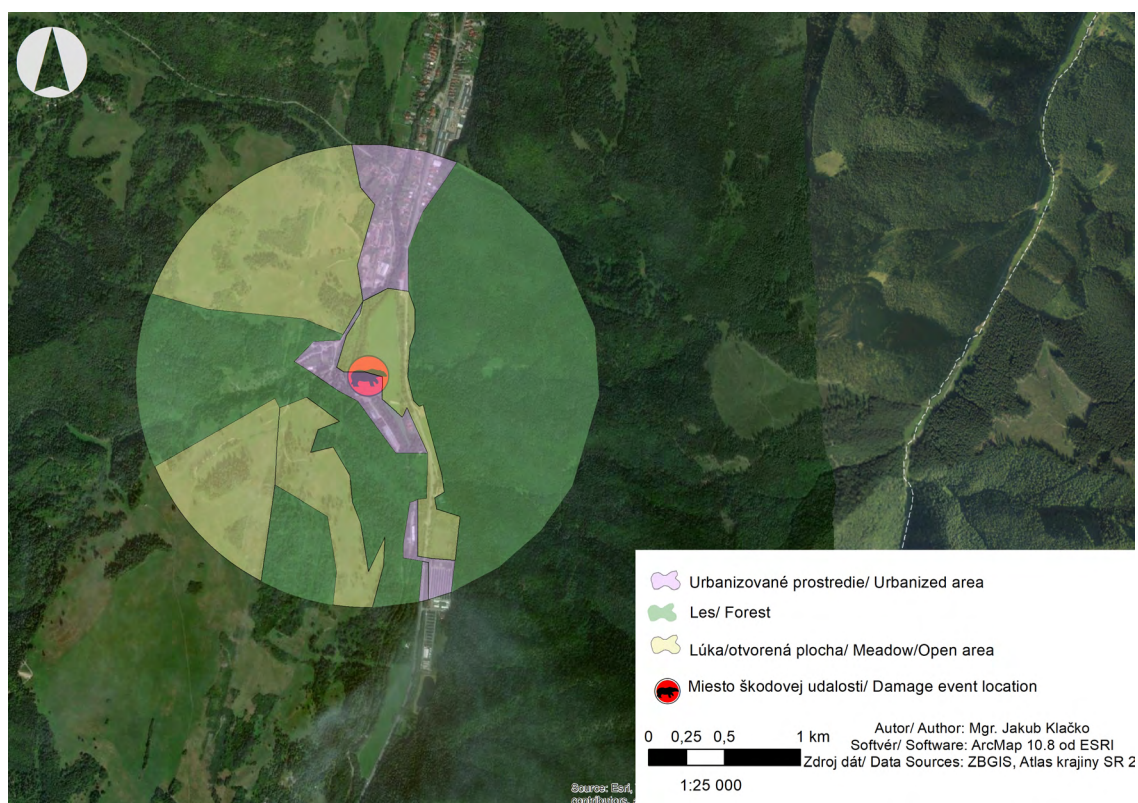
Lokalita Kalameny – Predhorné (573 m n. m.) predstavuje územie s relatívne nízkou mierou urbanizácie, situované v extraviláne obce vo vzdialenosti 442 m od najbližšieho sídla a 240 m od okraja lesa. Z hľadiska druhotnej krajinej štruktúry je územie charakteristické vyváženým zastúpením jednotlivých typov krajiny. Lesné porasty zaberajú 50,8 %, lúky a otvorené plochy 33,9 % a urbanizované prostredie 15,3 %, čo poukazuje na mozaikovitý charakter krajiny s kombináciou prírodných a antropicky ovplyvnených prvkov (obr. 10).



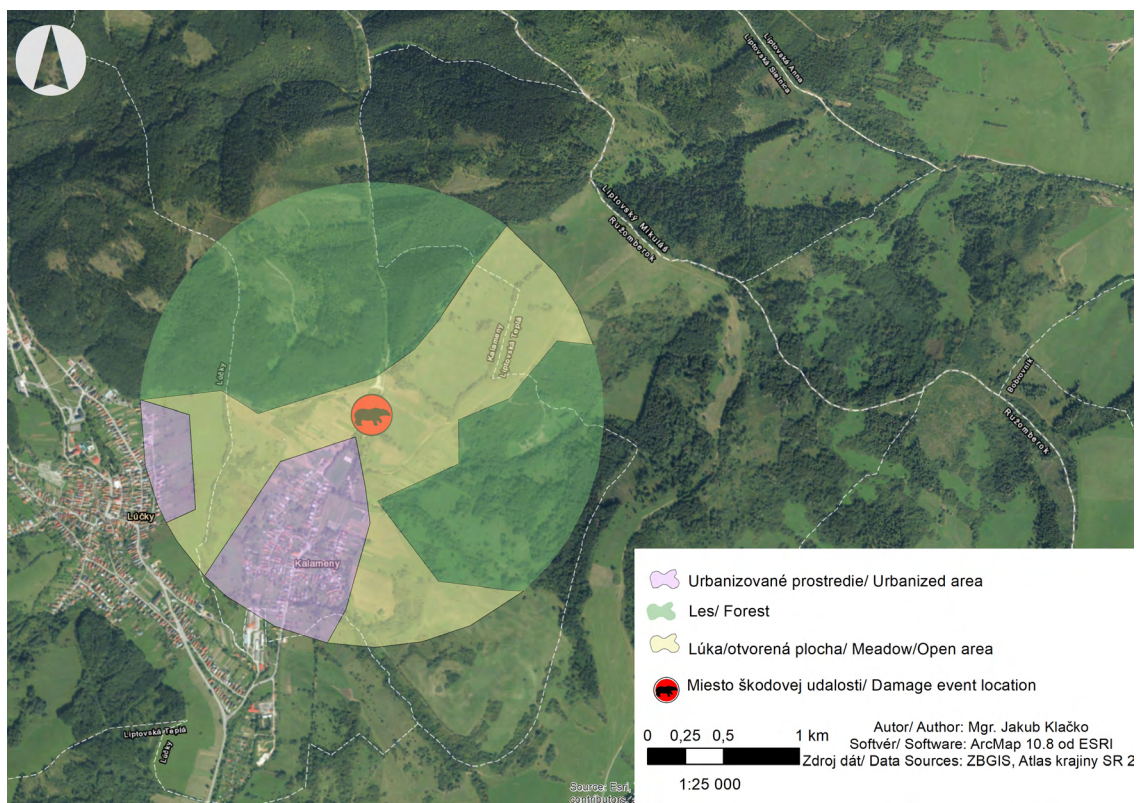
Obr. 7: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Ružomberok – Do Dielca (2021)
Fig. 7. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event Ružomberok – Do Dielca (2021)



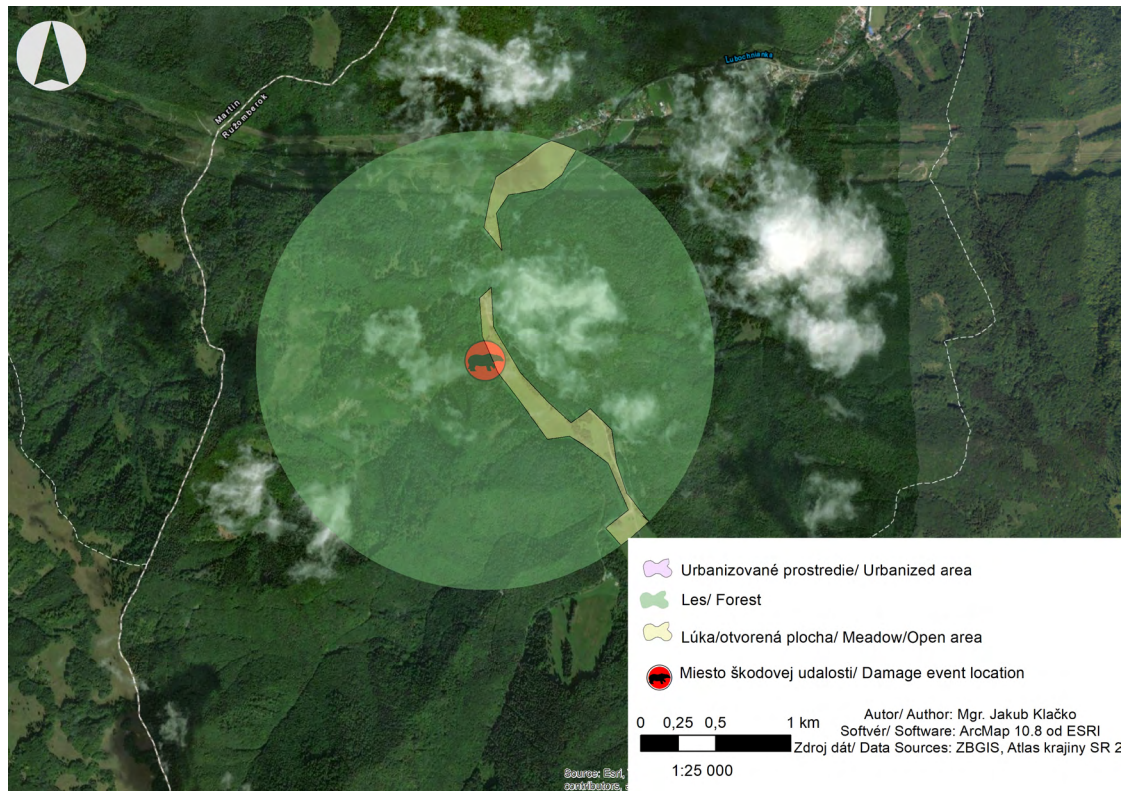
Obr. 8: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Liptovské Revúce – Vyšný Hričkov (2021)
Fig. 8. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Liptovské Revúce – Vyšný Hričkov (2021)



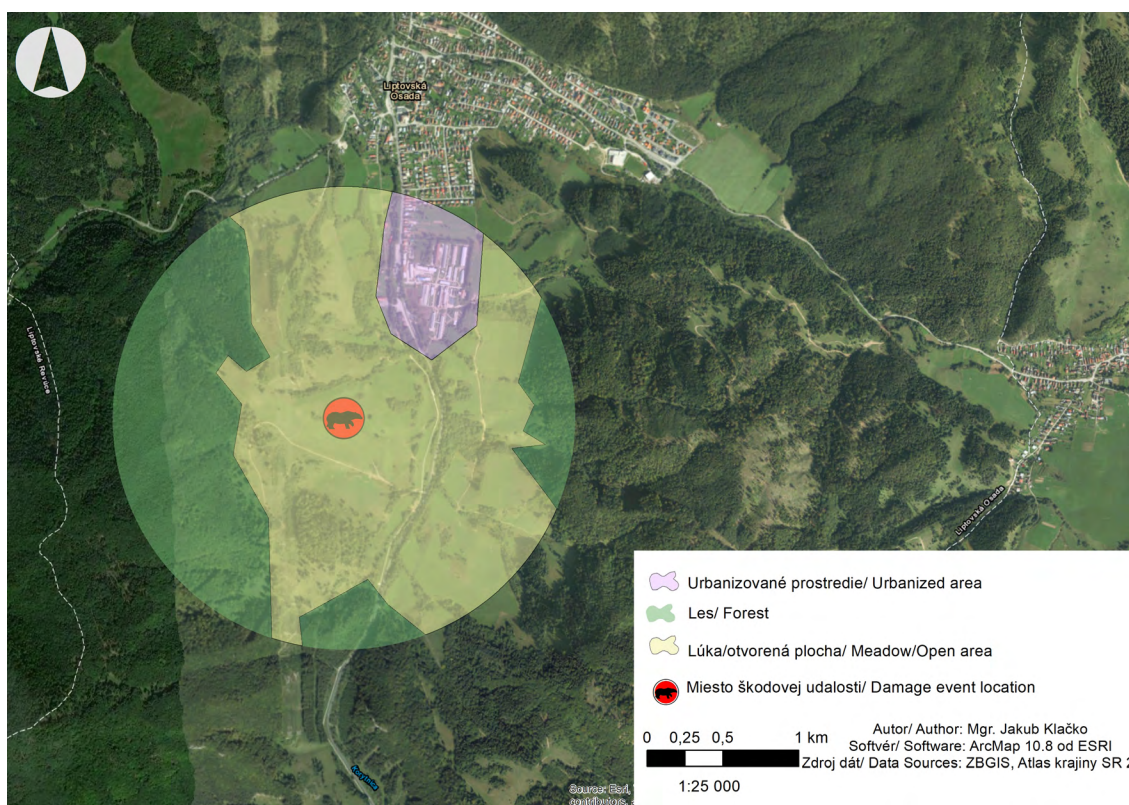
Obr. 9: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Ružomberok – Lepenkáreň (2021)
Fig. 9. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Ružomberok – Lepenkáreň (2021)



Obr. 10: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Kalameny – Predhorné (2022)
Fig. 10. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Kalameny – Predhorné (2022)



Obr. 11: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Lubochná – Huty (2023)
Fig. 11. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Lubochná – Huty (2023)



Obr. 12: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Liptovská Osada – Nad Štálikom (2024)

Fig. 12. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Liptovská Osada – Nad Štálikom (2024)

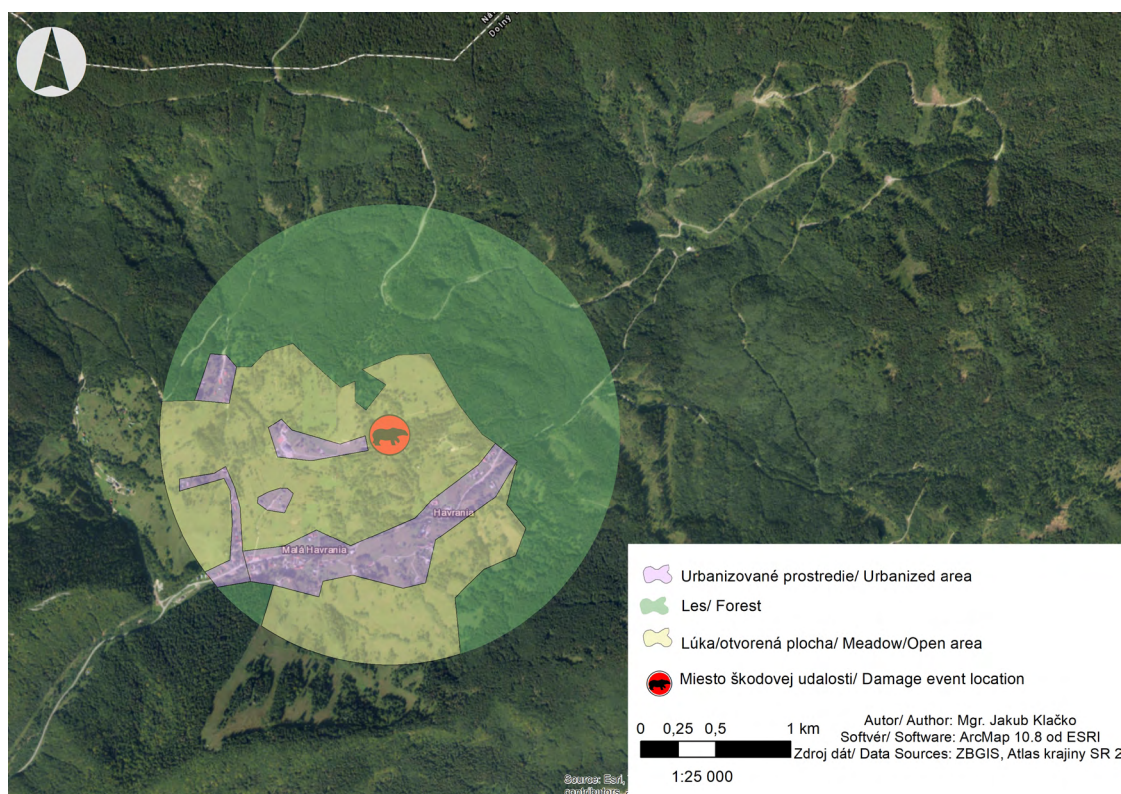
Lokalita Ľubochňa – Huty (484 m n. m.) predstavuje územie s minimálnou mierou antropogénneho ovplyvnenia, situované v extraviláne obce vo vzdialenosti 1548 m od najbližšieho sídla a 5 m od okraja lesa. Z hľadiska druhej krajiny štruktúry je územie jednoznačne dominované lesnými porastmi, ktoré tvoria 94,7 % analyzovaného územia. Lúky a otvorené plochy predstavujú 5,3 % a urbanizované prostredie sa v analyzovanom území nevyskytuje, čo poukazuje na výrazne prírodný charakter krajiny (obr. 11).

Lokalita Liptovská Osada – Nad Štálikom (673 m n. m.) predstavuje územie situované v extraviláne obce vo vzdialenosti 726 m od najbližšieho sídla 636 m od okraja lesa. Z hľadiska druhej krajiny štruktúry dominujú lúky a otvorené plochy, ktoré tvoria 59,2 % analyzovaného územia. Lesné porasty sú zastúpené v menšej miere (32,9 %) a urbanizované prostredie predstavuje 7,9 %, čo poukazuje na prevažne otvorený charakter krajiny s doplnkovým zastúpením lesných a urbanizovaných plôch (obr. 12).

Lokalita Zázrivá – Široký Grúň (807 m n. m.) predstavuje územie situované v extraviláne obce vo veľmi malej vzdialenosti od najbližšieho sídla (24 m) a 225 m od okraja lesa. Z hľadiska druhej krajiny štruktúry je územie charakteristické dominantným zastúpením lesných porastov (50,3 % analyzovaného územia). Lúky a otvorené plochy predstavujú 38,5 % a urbanizované prostredie 11,2 %, čo poukazuje na mozaikovitý charakter krajiny so zastúpením prírodných aj antropogénnych prvkov (obr. 13).

DISKUSIA

V rokoch 2020 – 2024 medveď hnedý v rámci troch študovaných okresov poškodil, resp. zničil, 130 včelstiev, čo pri ročnom priemere 13 887 evidovaných včelstiev predstavuje 0,94 %. Najviac škôd spôsobil na včelstvách v okrese Ružomberok, najmenej v okrese Dolný Kubín. Pritom počet včelstiev bol v danom období najvyšší v okrese Liptovský Mikuláš a najnižší v okrese Ružomberok (tab. 3). Hoci sú dané škody, vzhľadom na celkovú výšku škôd spôsobených medveďom, v priemere zanedbateľné, pre konkrétnych včelárov sú citelné.



Obr. 13: Krajinná pokrývka v 1 000 m buffer zóne škodovej udalosti Zázrivá – Široký Grúň (2023)
Fig. 13. Land cover in the 1,000 m buffer zone of the damage event at Zázrivá – Široký Grúň (2023)

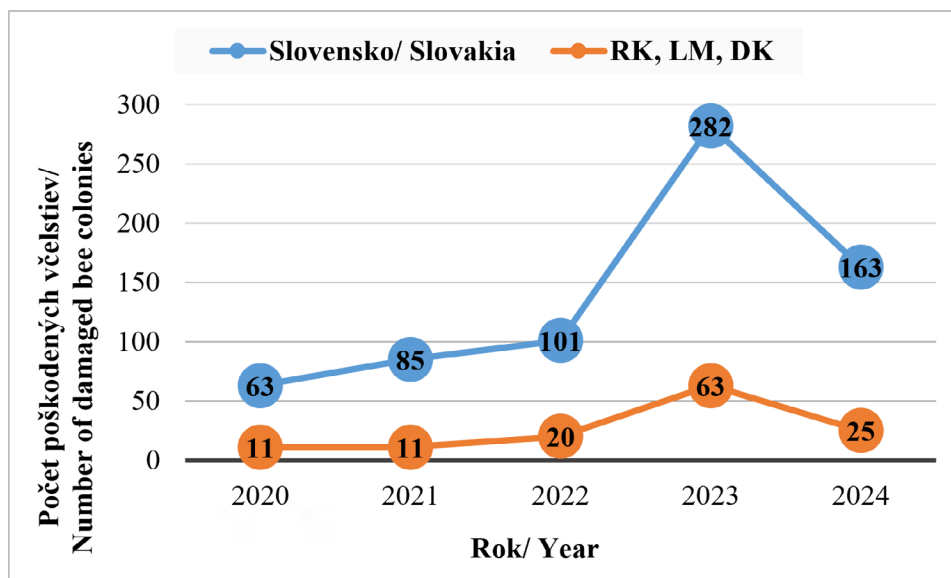
Liptov a dolná Orava patria a aj v minulosti patrili medzi územia s pomerne vysokou denzitou medveďa (FERIANCOVÁ 1955, ŠKULTÉTY 1970, RANDÍK 1971, KARČ 1977, SABADOŠ & ŠIMIÁK 1981, ČAJKA 1986, JANÍK et al. 1986, HELL & SLAMEČKA 1999, RIGG & ADAMEC 2007, KRIŠTOFÍK et al. 2012), čo dokladujú aj údaje o jeho love. Napr. v rokoch 1892 – 1909 sa v bývalej Liptovej župe ulovilo spolu 123 medveďov (priemerne 12 jedincov ročne), čo bolo najviac zo všetkých žúp nachádzajúcich sa, resp. zasahujúcich na územie Slovenska (JAMNICKÝ 1993).

V území aj v minulosti dochádzalo ku škodám spôsobených touto šelmou. SLÁDEK (1974) skonštatoval, že s rozvojom kočovania (letného premiestňovania včelstiev do blízkosti pastvy v horských oblastiach) sa zvýšili aj škody, ktoré medveď spôsobuje včelárstvu. Najväčšie škody evidovali v pohoriach, v ktorých bolo najviac medveďov (Malá Fatra, Nízke Tatry, Veľká Fatra, Slovenské rudohorie, Roháče). V bývalom Stredoslovenskom kraji, do ktorého patrili aj všetky tri nami sledované okresy, zničili medvede v r. 1965 spolu 240 včelstiev, v roku 1966 to bolo 254 a v r. 1967 len 52 včelstiev. V tom čase bolo sčítaniami (realizovanými v rokoch 1966 – 1968) zistených v orografických celkoch, nachádzajúcich sa, resp. zasahujúcich do študovaných okresov 35 jedincov medveďov v Malej Fatre, 10 v Oravskej Magure, 17 v Roháčoch a Západných Tatrách, 6 v Choči, 52 vo Veľkej Fatre, 58 v Nízkych Tatrách (ŠKULTÉTY 1970, RANDÍK 1971).

V rokoch 2020 – 2024 sa preukázala nerovnomerná distribúcia škodových udalostí v jednotlivých rokoch, s vrcholom v roku 2023 (15 škodových udalostí a poškodených 63 včelstiev), čo však nesúviselo so zvýšením počtu včelstiev v sledovaných okresoch v danom období (tab. 2). Podobný trend s vrcholom v roku 2023 bol v rokoch 2020 – 2024 zaznamenaný aj pri počte škodových udalostí spôsobených medveďom na celom Slovensku (obr. 14).

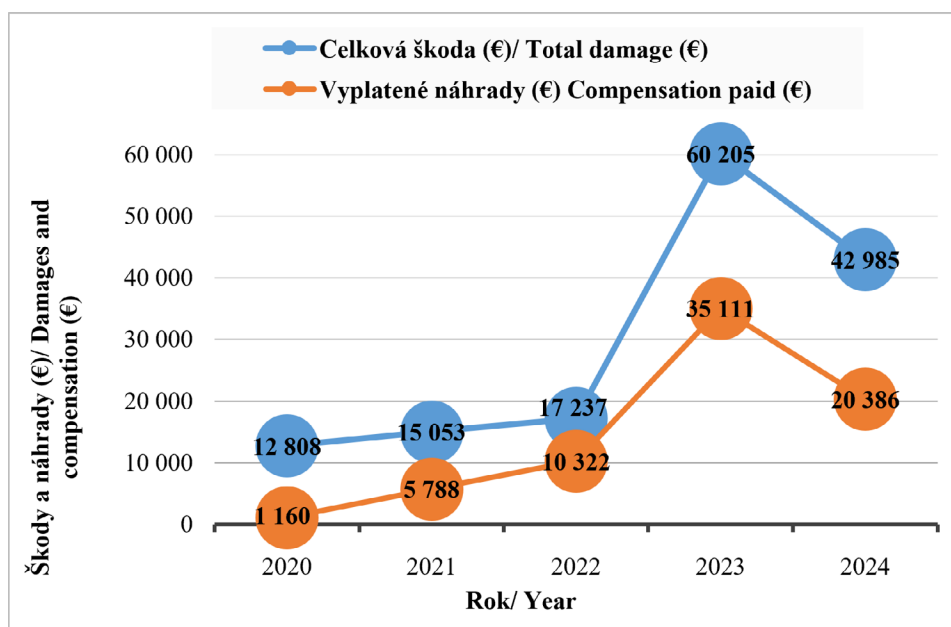
Tomu zodpovedala aj výška finančných náhrad. Kým v troch študovaných okresoch boli vo väčšine prípadov priznané v plnej výške, v rámci celého Slovenska vyplatené finančné náhrady nepokrývali celkovú výšku požadovaných náhrad za vzniknuté škody (obr. 15).

Uvedené hodnoty poukazujú, že škody na včelstvách predstavujú dlhodobý problém. Napriek realizovaným preventívnym opatreniam nedochádza k výraznému poklesu škôd, čo môže súvisieť s viacerými faktormi, od častejšieho výskytu medveďa v antropogénne ovplyvnenej krajine až po jeho vysokú schopnosť adaptácie na zmeny v krajine a opakované útoky na včelstvá.



Obr. 14: Počty poškodených včelstiev v rokoch 2020 – 2024 na Slovensku (zdroj: NLC 2000, 2001, 2002, 2003, 2004) a v okresoch Ružomberok, Liptovský Mikuláš a Dolný Kubín

Fig. 14. Numbers of damaged bee colonies in 2020–2024 in Slovakia (source: NLC 2000, 2001, 2002, 2003, 2004) and in the districts of Ružomberok, Liptovský Mikuláš and Dolný Kubín



Obr. 15: Škody spôsobené medveďom hnedým na včelstvách v SR v rokoch 2020 – 2024 a vyplatené finančné náhrady (zdroj: NLC 2000, 2001, 2002, 2003, 2004)

Fig. 15. Damage caused by brown bears to bee colonies in the Slovak Republic in 2020–2024 and financial compensation paid (source: NLC 2000, 2001, 2002, 2003, 2004)

Na niektorých lokalitách a v ich okolí bola prítomnosť medveďa zaznamenávaná pravidelne a nedochádzalo len k škodám na včelstvách. Napríklad v blízkosti lokality Ružomberok – Do Dielca sa nachádza ružomerský cintorín, v ktorom v roku 2023 došlo k opakovaným škodám, pričom medveď konzumoval aj sviečky. Zásahový tím pre medveďa hnedého Štátnej ochrany prírody SR 14. júna 2023 odchytil a následne za asistencie veterinára usmrtil jedného jedinca, ca 5 ročného samca s hmotnosťou cca 100 kg (<https://zasahovytim.sopsr.sk/zasahovy-tim-odchytil-medveda-na-ruzomberskom-cintorine/>).

Škody vrcholili najmä v jarňách a letných mesiacoch, čo bolo zrejme podmienené ekologickými nárokmi medveďa hnedého počas vegetačného obdobia a zároveň sezónnym rozvojom včelstiev. Výsledky potvrdzujú, že z hľadiska rizika poškodenia včelstiev je najkritickejším obdobím jar a začiatok leta, kedy je vo včelstvách najväčšia početnosť včelieho plodu (lariev) a v letnom období medu.

Na Liptove a dolnej Orave dochádzalo k škodám v rôznych typoch krajiny, pričom rozhodujúcim faktorom nebola len lokalizácia včelstiev, ale aj charakter okolitého prostredia a jeho priestorové usporiadanie. Zvýšené riziko bolo identifikované najmä v prechodových zónach medzi lesom a otvorenou krajinou.

Výskumy realizované v oblasti Karpát (BAUTISTA et al. 2021) poukazujú na skutočnosť, že riziko vzniku škôd je ovplyvnené kombináciou faktorov na viacerých úrovniach – na úrovni krajiny, lokality aj konkrétnej včelnice. Na úrovni krajiny zohráva významnú úlohu najmä podiel lesných porastov a pravdepodobnosť výskytu medveďa, zatiaľ čo na lokálnej úrovni sú rozhodujúce faktory ako vzdialenosť od lesa, vzdialenosť od sídla a spôsob využívania krajiny. Na úrovni samotných včelníc zohráva významnú úlohu ich zabezpečenie a dostupnosť pre predátora.

Výsledky výskumu z Kantábrijských vrchov poukazujú na viacero faktorov, ktoré ovplyvňujú vznik škôd na včelstvách. Ukazuje sa, že pravdepodobnosť poškodenia rastie v lokalitách, kde už v minulosti k útokom došlo, čo súvisí so schopnosťou medveďa učiť sa a opakovane využívať dostupné zdroje potravy. Vyššie riziko bolo zaznamenané najmä pri väčších včelniciach a v prostredí s vyšším vegetačným krytom, ktorý poskytuje medveďom úkryt. Medvede zároveň častejšie využívajú včelnice situované v blízkosti odlahľých osád, pričom intenzita poškodenia je nižšia v oblastiach s vyššou mierou ľudskej aktivity. Významným faktorom je aj prítomnosť preventívnych opatrení, ktoré dokážu pravdepodobnosť škôd znížiť, najmä ak sú zavedené ešte pred prvým útokom (NAVES et al. 2018).

BAUTISTA et al. (2017) uskutočnili štúdiu vzorcov škôd spôsobených medveďom hnedým v rokoch 2005 – 2012 v 26 štátoch Európy, vrátane ich ekologických a socioekonomických korelátov, zhromaždili informácie o kompenzačných systémoch a analyzovali rozdiely v počte kompenzovaných nárokov. Zistili, že väčšina európskych štátov mala systémy kompenzácií založené na overovaní škôd. V priemere bolo v danom období v Európe ročne kompenzovaných viac ako 3 200 nárokov na škody spôsobené medveďmi. Väčšina žiadostí o odškodnenie sa týkala škôd na hospodárskych zvieratách (59 %), za ktorými nasledovali škody na včelstvách (21 %) a poľnohospodárstve (17 %), najmä v krajinách Stredomoria a východnej Európy.

Ako účinné nástroje na zníženie škôd spôsobených medveďmi na včelniciach boli navrhnuté a v praxi odskúšané elektrické oplátky a ohradníky (napr. BRECK et al. 2006, METTLER et al. 2016, DI VITTORIO et al. 2016, NAVES et al. 2018, ROBLES 2023).

ZÁVER A ODPORÚČANIA

Analýza škôd spôsobených medveďom hnedým na včelstvách v Liptove a na Dolnej Orave v rokoch 2020 – 2024 ukázala ich medziročnú variabilitu s najvyšším výskytom v roku 2023, pričom nárast škôd nesúvisel so zvýšením počtu včelstiev. Škody mali sezónny charakter s maximom v jarňách a letných mesiacoch. Vyskytovali sa najmä v extraviláne obcí a v niektorých lokalitách boli včelstvá poškodené aj opakovane. K škodám dochádzalo aj napriek použitiu preventívnych opatrení, najmä elektrických ohradníkov. Škody boli v opodstatnených prípadoch kompenzované štátom.

Na základe výsledkov štúdie odporúčame pokračovať v uplatňovaní preventívnych opatrení, predovšetkým využívať funkčné elektrické ohradníky v kombinácii s oplatením. Ich využitie a účinnosť je podmienená správnou konštrukciou a dostatočným výkonom zdroja impulzov. Oplatenie by malo pozostávať z viacerých vodivých vodičov umiestnených nad sebou, aby sa zabránilo preniknutiu zvieratá cez ohradník.

V rokoch 2013 až 2023 nainštalovali oplotenia s elektrickými ohradníkmi, vyvinuté španielskym Fondom na ochranu zvierat (*Fondo para la Protección de los Animales Salvajes*; FAPAS), na desiatich včelniciach v jadrovej oblasti populácie kantabrijských medvedov v španielskom autonómnom spoločenstve Astúria a na šiestich včelniciach v regióne Omaña v spoločenstve León. Konštrukcia oplotenia FAPAS pozostáva z drôtovej sieťoviny vysokej približne 1,70 m a niekoľkých elektrických vodičov, umiestnených vo výške 25 cm, 50 cm, 80 cm, 110 cm a 150 cm. Pred tým ako boli včelstvá zabezpečené touto formou ochrany, dochádzalo každoročne k poškodeniu každej zo sledovaných včelníc. V roku bezprostredne pred inštaláciou elektrického oplotenia bolo poškodených v priemere 50 % úľov a v niekoľkých prípadoch boli poškodené všetky úle vo včelnici. Vzhľadom na náklady na med (približne 300 €/úľ), včeliu kolóniu (približne 100 €) a úľ (približne 50 €) sa odhadované finančné straty na včelnicu v roku pred výstavbou nových oplotení pohybovali od 900 € do 13 500 €. Po inštalácii oplotenia s elektrickými vodičmi neboli zaznamenané žiadne ďalšie škody spôsobené medveďmi na takto zabezpečených včelniciach aj napriek prítomnosti medvedov v okolitej oblasti. Inštalácia tohto typu elektrického oplotenia okolo včelnice s obvodom 100 metrov (s dostatočným priestorom pre 80 úľov) stála približne 500 eur. Vzhľadom na trhovú cenu kvalitného medu okolo 11 eur/kg (líši sa v závislosti od druhu kvetu) a priemernú ročnú produkciu 20 kg na kolóniu (úľ) by sa dalo očakávať, že včelnica s 80 úľmi vyprodukuje 1 600 kg medu v hodnote 17 600 eur ročne. Pokiaľ medveď spôsobil priemernú finančnú stratu viac ako 5 000 eur vo včelniciach s nedostatočnou ochranou, je zrejmé, že náklady na investíciu do efektívneho elektrického oplotenia sa pomerne rýchlo vrátia. Okrem toho, škody často zahŕňajú nielen stratu produkcie medu, ale aj zničenie samotných úľov a kolónií (ROBLES 2023).

Podľa programu starostlivosti o medveďa hnedého na Slovensku (ANTAL et al. 2016) musí elektrický ohradník pozostávať minimálne zo štyroch vodičov, pričom najnižší vodič je umiestnený vo výške približne 10 až 25 cm nad zemou a najvyšší vo výške minimálne 140 cm. Rozstupy medzi jednotlivými vodičmi sa smerom nahor zväčšujú a zabezpečujú účinné pokrytie priestoru. Zdroj elektrického impulzu je spravidla napájaný napätím 12 V a jeho výkon sa pohybuje približne v rozmedzí 4 000 až 6 000 W, pričom pulzná energia by mala dosahovať minimálne 7 J, aby bol zabezpečený dostatočný odstrašujúci efekt.

Alternatívne je možné využiť aj iné formy ochrany, ako napríklad umiestnenie včelstiev v uzavretých ohradách, kovových klietkach alebo na vyvýšených plošinách.

Pri minimalizácii škôd spôsobených medveďom hnedým zohráva významnú úlohu vhodné umiestnenie včelníc v krajine. Úle by nemali byť umiestňované v prostredí, ktoré medveď prirodzene preferuje, ako sú husto zalesnené oblasti, miesta s výskytom lesných plodov, migračné trasy živočíchov, najmä veľkých šeliem, doliny, vodné toky či rokliny. Na druhej strane je potrebné zohľadniť aj produkčné požiadavky včelárstva, pretože včelári častokrát cielene umiestňujú včelnice do lesného prostredia alebo jeho blízkosti s cieľom využitia špecifických znáškových podmienok, ktoré by na trvalých stanovištiach neboli dostupné. Ide najmä o produkciu medovicového medu v horských oblastiach alebo využitie nektárových zdrojov maliniska na rúbaniskách.

Pozornosť je potrebné venovať aj identifikácii individuálnych vzorcov správania sa daných jedincov a rozlišovať medzi príležitostnými a opakujúcimi sa pôvodcami konfliktov (BEREZOWSKA-CNOTA et al. 2023).

V rámci evidencie škodových udalostí odporúčame zaznamenávanie presných GPS súradníc konkrétnych lokalít, čo umožní presnejšiu priestorovú analýzu a efektívnejšie plánovanie manažmentových opatrení. Vzhľadom na informovanie verejnosti (odbornej aj laickej) a transparentný prístup odporúčame aspoň stručný prehľad záznamov zo šetrení konkrétnych škôd zverejňovať na web stránkach, napr. ako samostatný modul v rámci Komplexného informačného a monitorovacieho systému (KIMS) (www.biomonitoring.sk).

V konečnom dôsledku je potrebné zdôrazniť, že minimalizácia škôd spôsobených medveďom hnedým si vyžaduje komplexný prístup založený na kombinácii preventívnych opatrení, efektívneho manažmentu, ako aj spoluprácu a komunikáciu medzi štátnou správou, odbornými organizáciami štátnej ochrany prírody, odborníkmi a samotnými včelármi.

Podakovanie

Za ochotu a spoluprácu sa chceme poďakovať zamestnancom odborov starostlivosti o životné prostredie Okresných úradov v Ružomberku, Liptovskom Mikuláši a Dolnom Kubíne. Za pomoc pri spracovaní údajov v softvéri ArcMap ďakujeme Mgr. Tomášovi Hrdému.

Za podporu ďakujeme grantovej agentúre KEGA (projekt č. 003UMB-4/2023 Koncepty a metódy monitoringu živočíchov v ochrane prírody).

LITERATÚRA

- ABRAHMS B., CARTER N. H., CLARK-WOLF T. J., GAYNOR K. M., JOHANSSON E., MCINTURFF A., NISI A. C., RAFIQ K. & WEST L. 2023: Climate change as a global amplifier of human–wildlife conflict. *Nature Climate Change*, 13: 224 – 234. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01608-5>.
- ANDRESKA J. 2012: Medveď hnědý, jeho vyhubení a návrat do naší přírody I. *Živa*, 5: 261 – 264.
- ANTAL V., KAŠTIER P. & ČERTÍKOVÁ M. 2015: Škody spôsobené veľkými šelmami, preventívne opatrenia na ich čiastočnú, resp. úplnú elimináciu a náhrady škôd. Pp.: 153 – 190. In: LEŠOVÁ V. & ANTAL V. (eds.), *Ochrana a manažment veľkých šeliem na Slovensku. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica*, 306 pp.
- ANTAL V., BOROŠ M., ČERTÍKOVÁ M., CIBEREJ J., DÓCZY J., FINĎO S., KAŠTIER P., KROPIL R., LUKÁČ J., MOLNÁR L., PAULE L., RIGG R., RYBANIČ R. & ŠRAMKA Š. 2016: Program starostlivosti o medveďa hnedého (*Ursus arctos*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 107 pp. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <http://slovakwildlife.org/pdf/program-starostlivosti-medveda-hnedeho-slovensku.pdf>.
- BAUTISTA C., NAVES J., REVILLA E., FERNÁNDEZ N., ALBRECHT J., SCHARF A. K., RIGG R., KARAMANLIDIS A. A., JERINA K., HUBER D., PALAZÓN S., KONT R., CIUCCI P., GROFF C., DUTSOV A., SEIJAS J., QUENETTE P. I., OLSZAŃSKA A., SHKVYRIA M., ADAMEC M., OZOLINS J., JONZOVIČ M. & SELVA N. 2017: Patterns and correlates of claims for brown bear damage on a continental scale. *Journal of Applied Ecology*, 54, 282 – 292. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12708>.
- BAUTISTA C., REVILLA E., BEREZOWSKA-CNOTA T., FERNÁNDEZ N., NAVES J. & SELVA N. 2021: Spatial ecology of conflicts: unravelling patterns of wildlife damage at multiple scales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1958):20211394. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1394>.
- BEREZOWSKA-CNOTA T., KONOPIŃSKI M., BARTOŃ K., BAUTISTA C., REVILLA E., NAVES J., BIEDRZYCKA A., FEDYŃ H., FERNÁNDEZ N., JASTRZĘBSKI T., PIRGA B., VIOTA M., WOJTAS Z. & SELVA N. 2023: Individuality matters in human–wildlife conflicts: Patterns and fraction of damage-making brown bears in the north-eastern Carpathians. *Journal of Applied Ecology*, 60: 1127–1138. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14388>.
- BOJARSKA K. & SELVA N. 2012: Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal Review*, 42: 120–143. [10.1111/j.1365-2907.2011.00192.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00192.x).
- BOMBIERI G., NAVES J., PENTERIANI V., SELVA N., FERNÁNDEZ-GIL A., LÓPEZ-BAO J. V., AMBARLI H., BAUTISTA C., BESPALOVA T., BOBROV V. et al. 2019: Brown Bear Attacks on Humans: A Worldwide Perspective. *Scientific Report*, 9: 8573. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44341-w>
- BRECK S. W., LANCE N. & CALLAHAN P. 2006: A Shocking Device for Protection of Concentrated Food Sources from Black Bears. *Wildlife Society Bulletin*, 34: 23 – 26.
- ČAJKA J. 1986: Z histórie poľovania na medveďa železami a samostrelmi. *Folia venatoria*, 16: 320 – 330.
- DEQIANG M., ABRAHMS B., ALLGEIER J., NEWBOLD T., WEEKS B. C. & CARTER N. H. 2024: Global expansion of human-wildlife overlap in the 21st century. *Science Advances*, 10, eadp7706(2024). doi: 10.1126/sciadv.adp7706.
- DI VITTORIO M., COSTRINI P., ROCCO M., BRAGALANTI N. & BORSETTA M. 2016: Assessing the efficacy of electric fences to prevent Bear Damage in Italy. *Carnivore Damage Prevention News*, 12: 31 – 37.
- DÍAZ-FERNÁNDEZ M., NAVES J., DE GABRIEL HERNANDO M. & REVILLA E. 2026: Patterns of brown bear (*Ursus arctos*) visits to human settlements provide insights for human–wildlife coexistence. *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/s41598-026-47443-4>.
- DORRESTEIJN I., HANSPACH J., KECSKÉS A., LATKOVÁ H., MEZEY Z., SUGÁR S., VON WEHRDEN & FISCHER J. 2014: Human–carnivore coexistence in a traditional rural landscape. *Landscape Ecology*, 29: 1145–1155. [10.1007/s10980-014-0048-5](https://doi.org/10.1007/s10980-014-0048-5).
- ELFSTRÖM M., ZEDROSSER A., JERINA K., STØEN O.-G., KINDBERG J., BUDIC L., JONZOVIČ M. & SWENSON J. E. 2014a: Does despotic behavior or food search explain the occurrence of problem brown bears in Europe? *The Journal of Wildlife Management*, 78: 881 – 893. <https://doi.org/10.1002/jwmg.727>.
- ELFSTRÖM M., DAVEY M. L., ZEDROSSER A., MÜLLER M., DE BARBA M., STØEN O. G., MIQUEL C., TABERLET P., HACKLÄNDER K. & SWENSON J. E. 2014b: Do Scandinavian brown bears approach settlements to obtain high-quality food? *Biological Conservation*, 178: 128–135.
- FERGUSON S. H. & McLOUGHLIN P. D. 2000: Effect of energy availability, seasonality, and geographic range on brown bear life history. *Ecography*, 23: 193 – 200.
- FERIANCOVÁ Z. 1955: Rozšírenie niektorých vzácných druhov cicavcov na Slovensku. *Práce II. sekcie Slovenskej akadémie vied, 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, Zvolen*, 68 pp.
- GARCÍA-RODRÍGUEZ A., SELVA N., ZWIJACZ-KOZICA T., ALBRECHT J., LIONNET C., RIOUX D., TABERLET P. & DE BARBA M. 2021: The bear-berry connection: Ecological and management implications of brown bears' food habits in a highly touristic protected area. *Biological Conservation*, 264: 109376. doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109376.
- GONZÁLEZ-BERNARDO E., RUSSO L. F., VALDERRÁBANO E., FERNÁNDEZ Á. & PENTERIANI V. 2020: Denning in brown bears. *Ecology and Evolution*, 10: 6844 – 6862, <https://doi.org/10.1002/ece3.6372>.

- HELL P. & SLAMEČKA J. 1999: Medveď v slovenských Karpatoch a vo svete. PaR Press, Bratislava, 148 pp.
- HERTEL A. G., PARRES A., FRANK S. C., RENAUD J., SELVA N., ZEDROSSER A., BALKENHOL N., MAIORANO L., FEDORCA A., DUTTA T., BOGDANOVIĆ N., BRAGALANTI N., CHIRIAC S., ČIROVIĆ D., CIUCCI P., DOMOKOS C., FEDORCA M., FILACORDA S., FINĐO S., GROFF C., DE GABRIEL HERNANDO M., HUBER D., IONESCU G., JERINA K., KARAMANLIDIS A. A., KINDBERG J., KOJOLA I., MERTZANIS Y., PALAZON S., POP M. I., PSARALEXI M., QUENETTE P. Y., SERGIEL A., SKUBAN M., ZLATANOVA D., ZWIJACZ-KOZICA T. & DE BARBA M. 2025: Human Footprint and Forest Disturbance Reduce Space Use of Brown Bears (*Ursus arctos*) Across Europe. *Global Change Biology*, 31: e70011. <https://doi.org/10.1111/gcb.70011>.
- JAMNICKÝ J. 1993: Lov medveďa hnedého a vlka obyčajného na Slovensku pred sto rokmi. *Folia venatoria*, 23: 221 – 229.
- JANÍK M., VOSKÁR J. & BUDAJ M. 1986: Súčasné rozšírenie medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Československu. *Folia venatoria*, 16: 331 – 352.
- JOHNSON H. E., LEWIS D. L., VERZUH T. L., WALLACE C. F., MUCH R. M., WILLMARTH L. K. & BRECK S. W. 2018: Human development and climate affect hibernation in a large carnivore with implications for human–carnivore conflicts. *Journal of Applied Ecology*, 55: 663 – 672. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13021>.
- KARA A. D., GÜLÇİN D., ULAŞ E., AY E. Y., EVCİN Ö., ÇİÇEK K., VELÁZQUEZ J. & ÖZCAN A. U. 2026: Assessment of Human–Bear Conflict Through Time and Space: A Case Study from Ilgaz District, Türkiye. *Conservation*, 6: 13, <https://doi.org/10.3390/conservation6010013>.
- KARČ P. 1977: Rozšírenie vlka a medveďa v Liptove koncom 18. a v prvej polovici 19. storočia. *Liptov, vlastivedný zborník*, 4: 59 – 95.
- KAVČIČ I., ADAMIČ M., KACZENSKY P., KROFEL M., KOBAL M. & JERINA K. 2015: Fast food bears: brown bear diet in a human-dominated landscape with intensive supplemental feeding. *Wildlife Biology*, 21: 1–8 wlb.00855. <https://doi.org/10.2981/wlb.00013>
- KOREC P., LAUK V., TOLMÁČI L., ZUBRICZKÝ G. & MIČIETOVÁ E. 1977: Kraje a okresy Slovenska. Q111, Bratislava, 392 pp.
- KRIŠTOFÍK J., HELL P. & BUČKO J. 2012: Medveď hnedý – *Ursus arctos*. Pp.: 485 – 491. In: KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š. (eds.), *Ciavce Slovenska, rozšírenie, bionómia, ochrana*. Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava, 712 pp.
- KROFEL M., ŠPACAPAN M. & JERINA K. 2017: Winter sleep with room service: denning behaviour of brown bears with access to anthropogenic food. *Journal of Zoology*, 302: 8 – 14. <https://doi.org/10.1111/jzo.12421>.
- KROFEL M., ELFSTRÖM M., AMBARLI H., BOMBIERI H., GONZÁLES-BERNARDO E., JERINA K., LAGUNA A., PENTERIANI V., PHILLIPS J. P. & SELVA N. 2020: Human–Bear Conflicts at the Beginning of the Twenty-First Century: Patterns, Determinants, and Mitigation Measures. In: PENTERIANI V. & MELLETTI M. (eds.), *Bears of the World: Ecology, Conservation and Management*. Cambridge University Press, pp. 213 – 226.
- KUMAR V., SHARIEF A., DUTTA R., MUKHERJEE T., JOSHI B. D., THAKUR M., CHANDRA K., ADHIKARI B. S. & SHARMA L. K. 2022: Living with a Large Predator: Assessing the Root Causes of Human–Brown Bear Conflict and Their Spatial Patterns in Lahaul Valley, Himachal Pradesh. *Ecology and Evolution*, 12: e9120.
- KURTH J. D., SCIAMANNA C. N., HERRELL C., MOELLER M. & STINE J. G. 2024: Comparing preferences to evaluations of barrier self-efficacy for two strength training programs in US older adults. *PLoS One*, 19(5): e0302892. doi: 10.1371/journal.pone.0302892.
- LAMAMY C., BOMBIERI G., ZARZO-ARIAS A., GONZÁLES-BERNARDO E. & PENTERIANI V. 2019: Can landscape characteristics help explain the different trends of Cantabrian brown bear subpopulations? *Mammal Research* 64(4): 559 – 567.
- LEBLOND M., DUSSAULT C. & OUELLET J.-P. 2013: Impacts of Human Disturbance on Large Prey Species: Do Behavioral Reactions Translate to Fitness Consequences? *PLoS ONE* 8(9): e73695. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073695>.
- LUCAS P. M., THUILLER W., TALLUTO L., POLAINA E., ALBRECHT J., SELVA N., DE BARBA M., PENTERIANI V., GUÉGUEN M., BALKENHOL N., DUTTA T., FEDORCA A., FRANK S. C., ZEDROSSER A., AFONSO-JORDANA I., AMBARLI H., BALLESTEROS F., BASHTA A. T., BILGIN C. C., BOGDANOVIĆ N., BOJĀRS E., BOJARSKA K., BRAGALANTI N., BRØSETH H., CHYNOWETH M. W., ČIROVIĆ D., CIUCCI P., CORRADINI A., DE ANGELIS D., DE GABRIEL HERNANDO M., DOMOKOS C., DUTSOV A., ERTÜRK A., FILACORDA S., FRANGINI L., GROFF C., HEIKKINEN S., HOXHA B., HUBER D., HUITU O., IONESCU G., IONESCU O., JERINA K., JURJ R., KARAMANLIDIS A. A., KINDBERG J., KOJOLA I., LÓPEZ-BAO J. V., MÄNNIL P., MELOVSKI D., MERTZANIS Y., MOLINARI P., MOLINARI-JOBIN A., MUSTONI A., NAVES J., OGURTSOV S., ÖZÜT D., PALAZÓN S., PEDROTTI L., PEROVIĆ A., PIMINOV V. N., POP I. M., POPA M., PSARALEXI M., QUENETTE P. Y., RAUER G., RELJIC S., REVILLA E., SAARMA U., SAVELJEV A. P., SAYAR A. O., ŞEKERCIOĞLU Ç. H., SERGIEL A., SÎRBU G., SKRIBINŠEK T., SKUBAN M., SOYUMERT A., STOJANOV A., TAMMELEHT E., TIRRONEN K., TRAJČE A., TRBOJEVIĆ I., TRBOJEVIĆ T., ZIEBA F., ZLATANOVA D., ZWIJACZ-KOZICA T. & POLLOCK L. J. 2025: Trophic Interactions Are Key to Understanding the Effects of Global Change on the Distribution and Functional Role of the Brown Bear. *Global Change Biology*, 31(6): e70252. doi: 10.1111/gcb.70252.
- METTLER D. 2016: How to prevent damages from bears on beehives the practice of the Swiss system. *Carnivore Damage Prevention News*, 12: 18 – 21.
- NAVES J., ORDIZ A., FERNÁNDEZ-GIL A., PENTERIANI V., DELGADO M. D. M., LÓPEZ-BAO J. V., REVILLA L. & DELIBES M. 2018: Patterns of brown bear damages on apiaries and management recommendations in the Cantabrian Mountains, Spain. *PLoS ONE* 13(11): e0206733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206733>.
- NLC 2020: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2020. Národné lesnícke centrum, Zvolen. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <https://www.forestportal.sk/wp-content/uploads/2021/12/Polovnicka-statisticka-rocenka-2020.pdf>.

- NLC 2021: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2021. Národné lesnícke centrum, Zvolen. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <https://www.forestportal.sk/wp-content/uploads/2023/09/Polovnicka-statisticka-rocenka-SR-2021.pdf>.
- NLC 2022: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2022. Národné lesnícke centrum, Zvolen. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <https://www.forestportal.sk/wp-content/uploads/2023/09/Polovnicka-statisticka-rocenka-SR-2022.pdf>.
- NLC 2023: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2023. Národné lesnícke centrum, Zvolen. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <https://www.forestportal.sk/wp-content/uploads/2024/06/Polovnicka-statisticka-rocenka-SR-2023.pdf>.
- NLC 2024: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2024. Národné lesnícke centrum, Zvolen. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: <https://www.forestportal.sk/wp-content/uploads/2025/05/Polovnicka-statisticka-rocenka-SR-2024-1.pdf>.
- PENTERIANI V., LÓPEZ-BAO J. V., BETTEGA CH., DALERUM F., DEL MAR DELGADO M., JERINA K., KOJOLA I., KROFEL M. & ORDIZ A. 2017: Consequences of brown bear viewing tourism: a review. *Biological Conservation*, 206: 69 – 180, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.035>.
- POP M. I., DYCK M. A., CHIRIAC S., LAJOS B., SZABÓ S., IOJĂ C. I. & POPESCU V. D. 2023: Predictors of brown bear predation events on livestock in the Romanian Carpathians. *Conservation Science and Practice*, 5(3), e12884. <https://doi.org/10.1111/csp2.12884>.
- RANDÍK A. 1971: Rozšírenie a ochrana medveďa hnedého (*Ursus arctos*) v Československu. *Československá ochrana prírody*, 11: 231 – 256.
- RIGG R. & ADAMEC M. 2007: Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok, 128 pp. [cit. 2026-05-04]. Dostupné na: https://www.medvede.sk/pdf/BEARS_status_Slovakia_2007.pdf.
- RIGG R., FINĐO S., WECHSELBERGER M., GORMAN M. L., SILLERO-ZUBIRI C. & MACDONALD D. W. 2011: Mitigating carnivore–livestock conflict in Europe: Lessons from Slovakia. *Oryx*, 45: 272 – 280.
- ROBLES A. R. 2023: Improving protection of beehives from bears in the Cantabrian Mountains, Spain. *CDPnews*, 27: 61 – 66.
- SABADOŠ K. & ŠIMIÁK M. 1981: Rozšírenie a poľovné obhospodarovanie medveďa hnedého (*Ursus arctos* L.) na Slovensku. *Folia venatoria*, 10 – 11: 15 – 32.
- SELWOOD K. E., MCGEOCH M. A. & NALLY R. M. 2015: The effects of climate change and land use change on demographic rates and population viability. *Biological Reviews*, 90: 837 – 853.
- SIKDOKUR E., SAĞLAM İ. K., ŞEKERCIOĞLU ÇH., KANDEMİR I., SAYAR A. O., NADERI M. 2025: Climate-Driven Range Shifts and Conservation Challenges for Brown Bears in Türkiye. *Ecology and Evolution*, 15(4): e71019. doi: 10.1002/ece3.71019.
- SKUBAN M., FINĐO S. & KAJBA M. 2016: Human impacts on bear feeding habits and habitat selection in the Poľana Mountains, Slovakia. *European Journal for Wildlife Research*, 62: 353 – 364. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1009-x>.
- SLÁDEK J. 1974: Medveď hnedý (*Ursus arctos*). Pp.: 21–83. In: HELL P. & SLÁDEK J., Trofejové šelmy Slovenska. *Príroda*, Bratislava, 254 pp.
- SWENSON J. E., AMBARLI H., ARNEMO J.M., BASKIN L., CIUCCI P., DANILOV P. I., DANILOV P. I., DELIBES M., ELFSTRÖM M., EVANS A. L., GROFF C., HERTEL A. G., HUBER D., JERINA K., KARAMANLIDIS A. A., KINDBERG J., KOJOLA I., KROFEL M., KUSAK J., MANO T., MELLETTI M., MERTZANIS Y., ORDIZ A., PALAZÓN S., PARCHIZADEH J., PENTERIANI V., QUENETTE P.-Y., SERGIEL A., SELVA N., SERYODKIN I., SKUBAN M., STAYEART S. M. J. G., STOEN O.-G., TIRRONEN K. F. & ZEDROSSER A. 2020: Brown bear (*Ursus arctos*; Eurasia). Pp.: 139 – 161. In: PENTERIANI V. & MELLETTI M. (eds.), *Bears of the world, Ecology, Conservation and Management*. Cambridge University Press, 414 pp.
- ŠKULTÉTY J. 1970: Škody spôsobené medveďom na Slovensku. *Lesnícky časopis*, 16(1): 71 – 85.
- 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 Zoologica*, 62(3): 222 – 231, doi:10.25225/fozo.v62.i3.a8.2013.
- TATTONI C., CORRADINI A., CHIANUCCI F., CIOLLI M., GIUSTI R., BRAGALANTI M., CAGNACCI F., MARTINOLI A., PREATONI D. G. & BISI F. 2025: Behaviour of Brown Bears Under Fluctuating Resource Availability. *Ecology and Evolution*, 15(7): e71693, <https://doi.org/10.1002/ece3.71693>.
- VALEIX M., HEMSON G., LOVERIDGE A. J., MILLS G. & MACDONALD D. W. 2012: Behavioural adjustments of a large carnivore to access secondary prey in a human-dominated landscape. *Journal of Applied Ecology*, 49: 73–81. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02099.x>.

PRVÝ NÁLEZ PÁPERCA ALPÍNSKEHO (*TRICHOPHORUM ALPINUM*) V CHKO KYSUCE A NOVÁ LOKALITA V TATRANSKOM NÁRODNOM PARKU

ZUZANA VÁCLAVOVÁ¹ & BLAŽENA SEDLÁKOVÁ²

¹ Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Regionální pracoviště Východní Čechy, Správa CHKO Orlické hory, Dobrovského 332, 516 01 Rychnov nad Kněžnou, e-mail: zuzana.vaclavova@aopk.gov.cz

² Tatranská Javorina č. 2, 059 56 Tatranská Javorina, email: blazena.sedlakova@gmail.com

First finding of Alpine bulrush (*Trichophorum alpinum*) in the Kysuce PLA and new locality in the Tatra National Park

Abstract: The authors independently located in their former area of competence two new localities of rare and endangered alpine bulrush in different types of habitats documented by phytocenological relevés. The species was documented for the first time within the area under the jurisdiction of the Administration of the Kysuce Protected Landscape Area (PLA/CHKO Kysuce). In the Tatra National Park the species was found at the third existing locality. These are the ninth and the tenth newly discovered localities in Slovakia, currently the occurrence of the species is confirmed at only four of them.

Key words: *Trichophorum alpinum*, Cyperaceae, Protected Landscape Area Kysuce, High Tatras Mts.

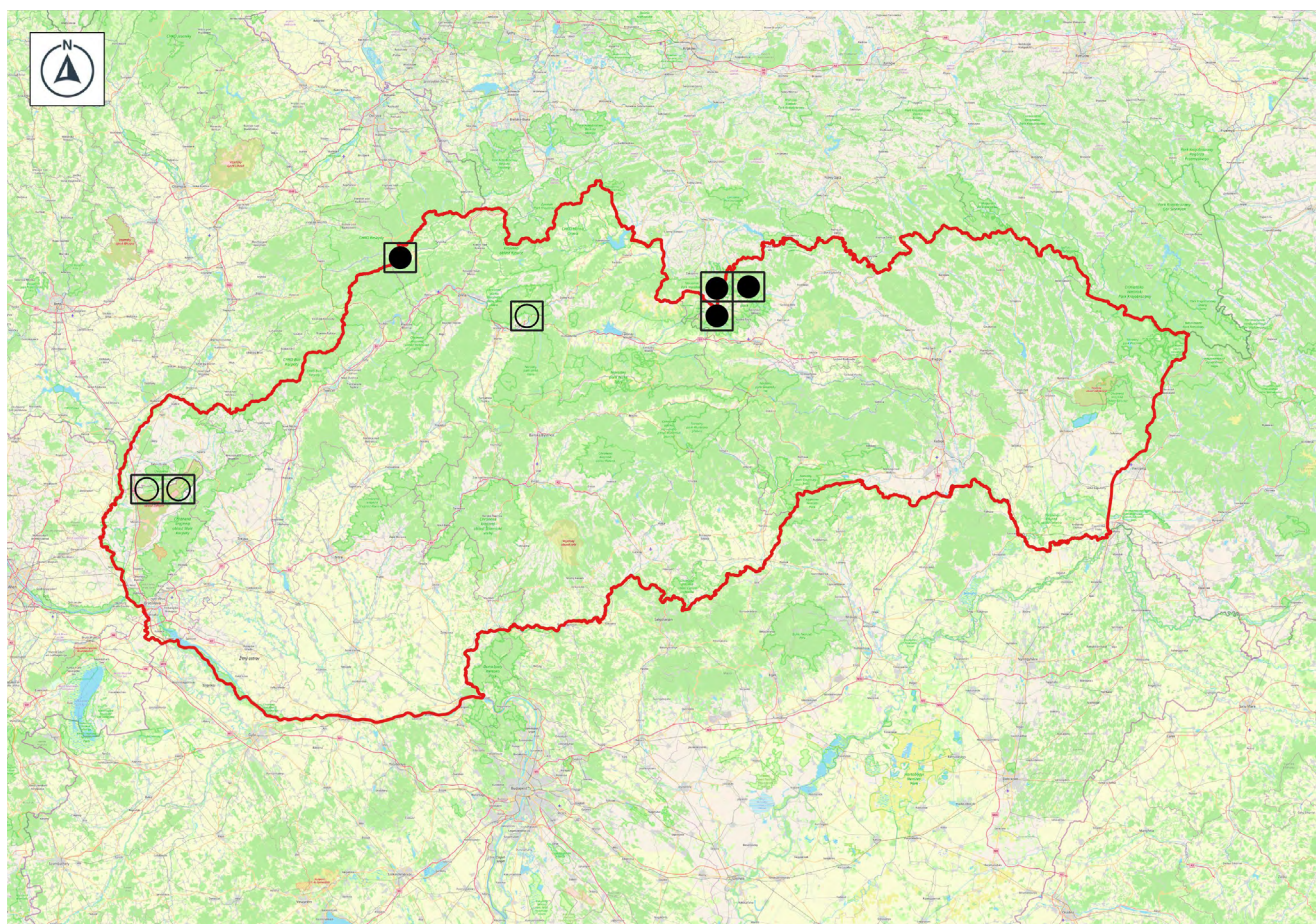
ÚVOD

Druh páperec alpínsky [*Trichophorum alpinum* (L.) Pers.; *Baeothryon alpinum* (L.) Egorova, *Eriophorella alpina* (L.) Holub]] je trváca bylina, husto trsnatá, šedozelená s krátkym podzemkom, bez výbežkov. Stonky sú priame, 10 – 30 (40) cm dlhé, na báze pošvate, trojhranné, pod kláskom drsné, listy sú redukované do dlhých, šedožltých pošiev, len horný list s krátkou, 1 – 3 cm dĺžkou čepeľou. Klások je vrcholový, kopijovitý alebo elipsovitý, 5 – 7 x 3 mm, s ôsmimi až 13 kvetmi. Plevy sú podlhovasto vajcovité, tupé, žltohnedé so strednou zelenou žilkou, dolné sú listeňovité, na špičke zelené, dosahujúce dĺžku kláska, okvetné chlpy po 4 – 6, za plodom až 25 mm, hladké, biele, tvoriace na klásku za plodom biely chumáčik, nažky 1 – 1,5 mm, obrátene vajcovité lesklé, tmavohnedé. Kvitne v apríli až v júni. Vyskytuje sa vo vrchoviskách, rašeliniskách, na mokvavých skalách, brehoch rybníkov (DOSTÁL 1989). Páperec alpínsky [*Trichophorum alpinum* (L.) Pers.] je zaradený medzi chránené rastliny. Je uvedený v prílohe č. 1 vyhlášky č. 170/2021 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov, ako druh na ochranu ktorého sa vyhlasujú chránené územia (CHÚ). Spoločenská hodnota za jedinca je 400 €. V Červenom zozname ohrozených druhov cievnatých rastlín Slovenska je zaradený do kategórie ohrozenosti EN (Endangered) – ohrozený (ELIÁŠ et al. 2015). Páperec alpínsky bol zaradený do Červeného zoznamu ohrozených druhov v Českej republike v kategórii C2b – silne ohrozený (GRULICH 2012).

Páperec alpínsky je cirkumpolárny druh. Vyskytuje sa v severnej Eurázii od severu európskej časti Ruska a Sibíri až po Kamčatku, v Číne a Japonsku, ako aj v severnej Amerike. V Európe je rozšírený v Škandinávii, Škótsku, v severnom Nemecku a Holandsku, na juh zasahuje po Pyreneje a Apeniny, v strednej Európe rastie predovšetkým v Alpách, v Jure, v Sudetoch, v stredonemeckých pohoriach a v Karpatoch (SCHULZE-MOTEL 1966). Je potvrdený aj na Ukrajine (DANYLYK & OLSHANSKYI 2021).

METODIKA

Nomenklatúra cievnatých rastlín je uvedená podľa databázy Euro+Med (Euro+Med 2022), machorastov podľa práce KUBINSKÁ & JANOVIČOVÁ (1998). Zápisy boli robené na základe metodiky züriško-montpelliarskej školy (BRAUN-BLANQUET 1964), s použitím upravenej 9-člennej stupnice abundancie a dominancie (BARKMAN et al. 1964). Fyto geografické členenie sme uviedli podľa práce Futáka (FUTÁK 1984). Na meranie pH a konduktivity bol použitý digitálny multimeter Hach HQ40d. Mená syntaxónov na úrovni zväzu sú podľa práce MUCINA et al. (2016) a mená asociácií



Obr. 1: Rozšírenie páperca alpínskeho (*Trichophorum alpinum*) na Slovensku
Fig. 1. Distribution of the Alpine bulrush (*Trichophorum alpinum*) in Slovakia

- potvrdené lokality po roku 2022
- nepotvrdené lokality po roku 2022

nelesných rašelinísk podľa Hájeka a Hájkovej (HÁJEK & HÁJKOVÁ 2011). V prípade, že meno nie je použité v týchto prácach, pri prvej zmienke v texte používame vedecké meno s autorskou skratkou a rokom jeho platného zverejnenia. Kategórie ohrozenosti sú podľa práce ELIÁŠ et al. (2015) a reliktnosť druhov podľa práce DÍTĚ et al. (2018).

Rozšírenie páperca alpínskeho na Slovensku je podľa práce DÍTĚ et al. (2015), obrázok s výskytom druhu v rámci Slovenska bol vytvorený v programe QGIS verzie 3.12. podľa metodiky mapovania flóry uvedenej v práci JASIČOVÁ & ZAHRADNÍKOVÁ (1976). Názvy biotopov sú podľa Katalógu biotopov Slovenska (STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002, ŠUVADA 2023).

VÝSLEDKY

Nové lokality výskytu chráneného a ohrozeného druhu *Trichophorum alpinum* boli autorkami náhodne zistené pri terénnom mapovaní v roku 2021 na lokalite v Doline Zeleného plesa a v roku 2022 v Javorníkoch.

V chránenej krajinskej oblasti (CHKO) Kysuce v orografickom celku Javorníky v obci Kolárovice sa páperec alpínsky (*Trichophorum alpinum*) vyskytuje v podsvahovej depresii v slatinnej vegetácii, ako aj na okraji prameniska s obnaženou pôdou. V okolí sa nachádzajú zvyšky terasovitých políčk s biotopmi Lk1 – Nížinné a podhorské kosné lúky, ktoré postupne zarastajú lesom z dôvodu absencie pravidelného manažmentu. V podmáčaných častiach sú rozšírené biotopy Lk6 – Podmáčané lúky horských a podhorských oblastí.



Obr. 2: Pohľad na lokalitu v Javorníkoch, foto: Z. Václavová
Fig. 2. View of the site in the Javorníky Mts., photo: Z. Václavová

Podľa Katalógu biotopov Slovenska je výskyt druhu v biotope Ra6 – Slatiny s vysokým obsahom báz (STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002), podľa druhého rozšíreného vydania Katalógu biotopov Slovenska (ŠUVADA, 2023), ktorý podrobnejšie rozdeľuje slatiny, patrí do biotopu RAS08 – Vápnité slatiny.

Slatinná lúka v podsvahovej depresii, nadmorská výška 818 m, sklon: 1 – 2°, expozícia JV, plocha 16 m², mapovací štvorec 6676, celková pokryvnosť 100 %, E₁ 80 %, E₀ 50 %, pH 8,86, konduktivita 192 µS/cm, dátum 21. 7. 2022, Z. Václavová.

Populácia s viac ako 1 900 výhonkami páperca.

E₁: *Trichophorum alpinum* 2b, *Eriophorum angustifolium* 2a, *Potentilla erecta* 2a, *Epipactis palustris* 2m, *Eriophorum latifolium* 2m, *Carex echinata* 1, *Carex panicea* 1, *Carex tumidicarpa* 1, *Cirsium palustre* 1, *Equisetum palustre* 1, *Juncus articulatus* 1, *Avenella flexuosa* +, *Briza media* +, *Crepis paludosa* +, *Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis* +, *Leontodon hispidus* +, *Polygala vulgaris* +, *Prunella vulgaris* +.

E₀: *Campylium stellatum* 2b, *Drepanocladus cossonii* 2a, *Tomentypnum nitens* 2a, *Aulacomnium palustre* 1, *Plagiomnium elatum* +.

Na základe druhového zloženia môžeme vegetáciu s výskytom páperca alpínskeho zaradiť do zväzu *Caricion-davallianae*, asociácie *Carici flavae-Eriophoretum latifolii*.

V Tatranskom národnom parku (TANAP), vo Vysokých Tatrách, v doline Zeleného plesa, bol výskyt zaznamenaný nad žltoznačeným turistickým chodníkom v smere na Jahňací štít. Vyskytuje sa na obmedzenej ploche v skalných štrbinách ľadovcom ohladeného skalného bloku a pod ním.



Obr. 3: Páperec alpínsky (*Trichophorum alpinum*) na začiatku kvitnutia, foto: Z. Václavová

Fig. 3. Alpine bulrush (*Trichophorum alpinum*) at the beginning of flowering, photo: Z. Václavová



Obr. 4: Odkvitajúce jedince, foto: P. Drengubiak

Fig. 4. The end of flowering period, photo: P. Drengubiak

Silikátová skala so stekajúcou vodou, nadmorská výška 1 646 m, sklon 60°, expozícia Z, plocha 35 m², mapovací štvorec 6787, celková pokryvnosť 25 %, E₂ 2 %, E₁ 18 %, E₀ 30 %, skala 75 %, pH 7,33, konduktivita 673 µS/cm, dátum 14. 7. 2022, B. Sedláková, Z. Václavová.

Populácia s viac ako 1 800 výhonkami páperca.

E₂: *Sorbus aucuparia* 1.

E₁: *Trichophorum alpinum* 2m, *Calluna vulgaris* 1, *Nardus stricta* 1, *Solidago virgaurea* 1, *Sorbus aucuparia* 1, *Antoxanthum alpinum* +, *Carex atrata* +, *Carex nigra* +, *Carex sempervirens* +, *Calamagrostis villosa* +, *Gymnocarpium robertianum* +, *Juniperus sibirica* +, *Pinus mugo* +, *Vaccinium myrtillus* +, *Agrostis pyrenaica* r, *Carex echinata* r, *Gentiana asclepiadea* r, *Gentiana punctata* r, *Hieracium alpinum* r, *Luzula luzuloides* r, *Veratrum album* subsp. *lobelianum* r, *Primula minima* r, *Swertia perennis* r, *Trommsdorffia uniflora* +.

E₀: *Schistidium* sp., 2b, *Brachytecium rutabulum* 1.

Súradnice výskytu sú k dispozícii u autoriek článku.

DISKUSIA

Nad dolinou Zeleného plesa bola dňa 22. 6. 2021 zistená B. Sedlákovou tretia lokalita výskytu druhu v rámci Slovenska, čo predstavuje zároveň tretiu lokalitu v rámci TANAP-u. O rok neskôr, dňa 21.7. 2022, našla Z. Václavová štvr-

tú najseverozápadnejšiu lokalitu pre Slovensko, pričom v územnej pôsobnosti Správy CHKO Kysuce je to prvý nález. Zo zápisov vyplýva, že druh sa vyskytuje v rôznych spoločenstvách, v prvom prípade, v rámci CHKO Kysuce sa potvrdil zväz *Caricion davallianae*. V tomto zväze sa druh vyskytoval na Záhorí v minulosti, avšak v novej asociácii *Carici flavae-Eriophoretum latifolii*. V druhom prípade, ktorý sa týka nového výskytu v TANAP-e, je problematické zaradiť zápis do konkrétneho zväzu, nakoľko ide o mokrú skalú s pretekajúcou vodou.

V minulosti sa druh vyskytoval na Borskej nížine (Záhorie), v Turčianskej kotline a vo Vysokých Tatrách. Posledné známe výskyty na Slovensku zanikli pod vplyvom sekundárnej sukcesie, pôvodné nelesné spoločenstvá zarástli náletovými drevinami (HOSKOVEC et al. 2005). Lokality pravdepodobne zanikli nielen vplyvom sukcesie, ale aj znížením množstva zrážok oproti minulosti, čo súvisí aj s poklesom hladiny podzemných vôd.

V roku 2023 sme spolu s Mgr. M. Kosorínovou navštívili niektoré lokality na Záhorí, na ktorých sa v minulosti páperec vyskytoval – Závod, Studienka, Lakšárska Nová Ves a Šišoláky. Tieto lokality boli zmenené, prirodzené toky boli zregulované a zahĺbené do kanálov. S ubúdajúcim množstvom zrážok dochádza aj k poklesu hladiny podzemnej vody (KOSORÍNOVÁ in verb.). Tieto faktory nepriaznivo ovplyvňujú druhové zloženie biotopov v neprospech mokradových druhov s nízkou konkurenčnou schopnosťou. Historické výskyty zo Záhoria sa v roku 2023 opätovne nepotvrdili, ako sa uvádza aj v článku „Nová lokalita páperca alpinskeho (*Trichophorum alpinum*) na Slovensku“ (DÍTĚ et al. 2015).

Pri overovaní historického výskytu na lokalite v Turanoch (okres Martin), v územnej pôsobnosti Správy NP Malá Fatra, sa druh v roku 2023 takisto nepotvrdil. V článku o páperci autor uvádza: „Na lokalite v podhorí Malej Fatry, v úze-



Obr. 5: Nová lokalita páperca alpinskeho v TANAP-e, foto: B. Sedláková

Fig. 5. New location of Alpine bulrush in the High Tatras Mts., photo: B. Sedláková

mi dnešnej PR Gollove mláky, Bosáčkova (1974) spomína takmer masový výskyt druhu v strednej časti rašeliniska zo spoločenstva „*Caricetum fuscae caricetosum inflatae* Klika et Šmarda 1941“, ktorý nedoložila fytocenologickým zápisom (DÍTĚ et al. 2015). Botanik Vagenknecht (VÁGENKNECHT 1989) uvádza, že výskyt tu zanikol bez zjavných príčin koncom 80. rokov minulého storočia. Už niekoľko rokov je lokalita pravidelne kosená a napriek jej dobrému stavu sa tu páperec alpský už neobjavil (DOBOŠOVÁ in litt.; DÍTĚ, HÁJEK & HÁJKOVÁ in litt.). V súčasnej dobe už rašelinisko zarastá, znižuje sa plocha biotopu a je ohrozené sukcesiou náletových drevín, ako aj konkurenčne silnejších druhov.

V Českej republike rastie páperec alpský ostrovčekovite v Krkonošiach, v Hrubom Jeseníku, na Šumave, Třeboňsku, Českomoravskej vrchovine a v Žďárských vrchoch. Veľká časť ostatných lokalít v týchto oblastiach už zanikla. Najčastejšie rastie na svahových prameniskách s minerálne stredne bohatou vodou, obvykle na podloží kryštalinika. Vyskytuje sa v špecifickej ostricovo-machovej vegetácii s veľkým zastúpením nízkych ostríc a subtilnejších dvojkličnolistých rastlín (ČECH et al. 2017).

V Poľsku sa páperec vyskytuje v rôznych typoch slatín vrátane rašelinísk chudobných na živiny so *Sphagnum*, v slatinách s hnedými machmi a nízkymi ostricami (napr. prameniskových slatinách) a dokonca aj v borovicovo – brezových slatinných lesoch, na vrchoviskách pri vysokohorských plesách. Vysoký počet výhonkov zistených v populáciách v litovskej jazernej oblasti s najmenej deviatimi populáciami presahujúcimi 1 000 výhonkov naznačuje, že v tejto časti Poľska sa nachádzajú najväčšie populácie tohto druhu (PAWLIKOWSKI 2010, PIĘKOS-MIRKOWA & WALUSIAK 2008).



Obr. 6: Páperec alpský (*Trichophorum alpinum*) v skalnej štrbine, foto: B. Sedláková
Fig. 6. Alpine Bulrush (*Trichophorum alpinum*) in a rock crevice, photo: B. Sedláková

ZÁVER

Nad dolinou Zeleného plesa bola dňa 22. 6. 2021 zistená B. Sedlákovou tretia lokalita výskytu druhu v rámci Slovenska, čo predstavuje zároveň tretiu lokalitu v rámci TANAP-u. O rok neskôr dňa 21. 7. 2022 našla Z. Václavová štvrtú existujúcu najseverozápadnejšiu lokalitu pre Slovensko, pričom v územnej pôsobnosti Správy CHKO Kysuce je to prvý nález. Zo zápisov vyplýva, že druh sa vyskytuje v rôznych spoločenstvách, v prvom prípade, v rámci CHKO Kysuce, sa potvrdil zväz *Caricion davallianae*, v tomto zväze sa druh vyskytoval na Záhorí v minulosti, avšak v novej asociácii *Carici flavae-Eriophoretum latifolii*. V druhom prípade, ktorý sa týka nového výskytu v TANAP-e, je problematické zaradiť zápis do konkrétneho zväzu, nakoľko ide o mokrú skalú s pretekajúcou vodou.

Miesta výskytu páperca bývali súčasťou pravidelne kosených rašeliniskových lúk a prechodných rašelinísk. Ukončením tradičného hospodárenia druh významne ustúpil, niektoré lokality boli zničené pozemkovými úpravami. Významným ohrozením zachovaných lokalít v súčasnosti je dlhodobá eutrofizácia podzemných vôd a s ňou spojené sukcesné zmeny v okolí pramenísk, ktoré vedú k nástupu vysokých druhov bylín, hromadeniu biomasy a ďalšiemu ústupu druhu. Tento proces je možné obmedziť vhodným manažmentom lokalít len do určitej miery, napriek tomu je dôsledná ochranná starostlivosť základným predpokladom zachovania tohto druhu (ČECH et al. 2017).

Podakovanie

Za determináciu machorastov ďakujeme Mgr. Patricii Singh, PhD, za spracovanie obrázku s výskytom druhu a asistenciu v teréne RNDr. Petrovi Drengubiakovi a za sprevádzanie pri overovaní lokalít výskytu páperca na Záhorí Mgr. Martine Kosorínovej.

LITERATÚRA

- BARKMAN J. J., DOING H. & SEGAL S. 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetations-analyse. Acta Botanica Neerlandica, 13: 394 – 419.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage Springer Verlag, Wien, 865 pp.
- ČECH L., EKRT L., EKRTOVÁ E., JELÍNKOVÁ J. & JUŘIČKA J. [eds] 2017: *Trichophorum alpinum* (L.) Pers. – suchopýrek alpský v Kraji Vysočina. – Pobočka ČSO na Vysočine, online: www.prirodavysociny.cz (3. 8. 2023).
- DANYLYK I. M. & OLSHANSKYI I. G. 2021: Synopsis of the order Juncales (Liliopsida) in Ukraine. Biosystems Diversity, 29(4): 354 – 366.
- DÍTĚ D., HÁJEK M. & HÁJKOVÁ P. 2007: Formal definitions of Slovakian mire plant associations and their application in regional research. Biologia 62(4): 400 – 408.
- DÍTĚ D., MELEČKOVÁ Z. & ELIÁŠ P. jun. 2015: Ostrica blšná (*Carex pulicaris*) – nový druh vo Veľkej Fatre. Acta Carpathica Occidentalis 6: 23 – 27.
- DÍTĚ D., MURIN B., HÁJEK M., HÁJKOVÁ P., SEDLÁKOVÁ B., MELEČKOVÁ Z. & ELIÁŠ P. jun. 2015: Nová lokalita páperca alpskeho (*Trichophorum alpinum*) na Slovensku. Acta Carpathica Occidentalis 6: 17 – 22.
- DÍTĚ D., HÁJEK M., SVITKOVÁ I., KOŠUTHOVÁ A., ŠOLTÉS R. & KLIMENT J. 2018: Glacial-relict symptoms in the Western Carpathian flora. Folia Geobot. 53: 277 – 300.
- DOSTÁL J. 1989: Nová květena ČSSR 2., Academia, Praha, 1548 pp.
- ELIÁŠ P. jun., DÍTĚ D., KLIMENT J., HRIVNÁK R. & FERÁKOVÁ V. 2015: Red list of ferns and flowering plants of Slovakia, 5th edition (October 2014). Biologia, 70: 218 – 228.
- EURO+MED 2022: The Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. URL: <http://www.emplantbase.org/home.html/> [20. január 2022].
- FUTÁK J. 1984: Fytogeografické členenie Slovenska (voľná príloha). In: BERTOVI L. (ed.): Flóra Slovenska IV/1. Veda, Bratislava, 443 pp.
- GRULICH V. 2012: Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. Preslia, 84: 631 – 645.
- HÁJEK M. & HÁJKOVÁ P. 2011: Vegetace slatinišť, přechodových rašeliníšť a vrchovištních šlenků (Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae). Vegetation of fens, transitional mires and bog hollows. Pp. 615 – 704 In: CHYTRÝ M. (ed.), Vegetace České republiky. 3. Vodní a mokřadní vegetace [Vegetation of the Czech Republic 3. Aquatic and wetland vegetation], Academia, Praha.
- HOSKOVEC L. 2005: Chráněné rostliny České a Slovenské republiky, Computer Press, Bratislava, 328 pp.
- JASIČOVÁ M. & ZAHRADNÍKOVÁ K. 1976: Organizácia a metodika mapovania rozšírenia rastlinných druhov v západnej tretine Slovenska. Biológia, 31: 74 – 80.
- KUBINSKÁ A. & JANOVIČOVÁ K. 1998: Machorasty (Bryophyta). Pp. 297 – 331 In: MARHOLD K. & HINDÁK F. (eds), Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda SAV, Bratislava.

- MUCINA L., BÜLTMANN H., DIERSSEN K., THEURILLAT J. P., RAUS T., ČARNÍ A. & TICHÝ L. 2016: Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *App. Veg. Scien.* 19 (Suppl. 1): 3 – 264.
- PAWLIKOWSKI P. 2010: *Baeothryon alpinum* (L.) T.V. Egorova (Cyperaceae) in the Polish Lowlands: distribution, population decrease and implications for conservation. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 79 (3): 215 – 223.
- PIĘKOS-MIRKOWA H. & WALUSIAK E. 2008: Welnianeczka alpejska (*Baeotryon alpinum*): In: Czerwona Księga Karpat Polskich. Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Krakow: 500 – 502.
- SCHULTZE - MOTEL W. 1966: *Cyperaceae*, pp. 178 – 180. In: Hegi G. (ed.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band II/1, Lieferung 3, Carl Hansen Verlag München, 504 pp.
- STANOVÁ V., VALACHOVIČ M. (eds.) 2002: Katalóg Biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- ŠUVADA R. (ed). 2023. Katalóg biotopov Slovenska. Druhé, rozšírené vydanie. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 511 pp.

