

OCHRANA PRÍRODY

NATURE CONSERVATION

29 / 2017



OCHRANA PRÍRODY

NATURE CONSERVATION



29/2017

**Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica**

Redakčná rada: prof. Dr. Ing. Viliam Pichler
doc. RNDr. Ingrid Turisová, PhD.
Mgr. Michal Adamec
RNDr. Ján Kadlečík
Ing. Marta Mútňanová
RNDr. Katarína Králiková

Recenzenti čísla: RNDr. Ján Kadlečík
doc. RNDr. Ingrid Turisová, PhD.
Doc. Ing. Gita Jančová, CSc.

Zostavil: RNDr. Katarína Králiková

Jazyková korektúra: Mgr. Olga Majerová

Grafická úprava: Ing. Viktória Ihringová

Vydala: Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky
Banská Bystrica v roku 2017
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

Uzávierka predkladania príspevkov do nasledujúceho čísla (30): 31.10.2017.

OCHRANA PRÍRODY

INŠTRUKCIE PRE AUTOROV

Vedecký časopis je zameraný najmä na publikovanie pôvodných vedeckých a odborných prác, recenzii a krátkych správ z ochrany prírody a krajiny, resp. z ochranárskej biológie, prioritne na Slovensku. Príspevky sú publikované v slovenskom, príp. českom jazyku s anglickým súhrnom, príp. v anglickom jazyku so slovenským (českým) súhrnom.

Členenie príspevku

- 1) názov príspevku
- 2) neskrátené meno autora, adresa autora (vrátane adresy elektronickej pošty)
- 3) názov príspevku, abstrakt a kľúčové slová v anglickom jazyku
- 4) úvod, metodika, výsledky, diskusia, záver, literatúra

Ilustrácie (obrázky, tabuľky, náčrty, mapy, mapy, grafy, fotografie)

- minimálne rozlíšenie 1200 x 800 pixelov, rozlíšenie 300 dpi (digitálna fotografia má väčšinou 72 dpi)
- každá ilustrácia bude uložená v **samostatnom súbore** (jpg, tif, bmp...)
- používajte kilometrovú mierku, nie číselnú
- mapy vytvorené v **ArcView** je nutné vyexportovať do formátov tif, jpg,... v minimálnom rozlíšení **2000 x 1000 pixelov**
- k ilustráciám uveďte **popis v slovenskom aj anglickom jazyku**
- tabuľky spracovať vo formáte xls (MS Excel), v prípade použitia textového editora MS Word, tvorte ich pomocou funkcie „Tabuľka“ alebo pomocou tabulátorov, nepoživate v tabuľke pre zarovnávanie medzerník
- políčka v tabuľke nenechávajte prázdne, ale ich vyplňte, napr. pomlčkou
- spolu s grafmi posielajte aj ich dáta umiestnené na ďalšom liste vo formáte xls (MS Excel)

Vedecké mená rodov, druhov, nižších taxonomických jednotiek a syntaxónov píše kurzívou (aj v tabuľkách, aj v literatúre)

Pri vytváraní bibliografického odkazu

- mená autorov od roku neoddeľujte čiarkou, napr. OBUCH 2003; podľa Obucha (OBUCH 2003)
- mená autorov v citáciách a v zozname literatúry uvádzajte **kapitálkami**
- pri citovaní prác s dvoma autormi sa medzi nimi píše znak „&“
- pri citovaní prác s viac ako dvoma autormi sa medzi predposledným a posledným autorom píše znak „&“
- v texte sa uvádza: 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, uveďte len meno prvého + „et al.“ (napr. ELIÁŠ et al. 2003)
- v zozname literatúry je potrebné v oboch prípadoch uviesť všetkých spoluautorov [**Kaňuch, P. & Krištín, A. 2003: Ne-topiere (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
- **v prípade elektronických zdrojov** – pre online dokumenty je povinný dátum citovania a dostupnosť dokumentu:
POVAŽAN, R., GETZNER, M. & KADLEČÍK, J. 2014: Hodnotenie ekosystémových služieb v chránených územiach Karpát so zameraním na Slovensko – metodický postup pre rýchle hodnotenie. Quaestiones rerum naturalium, I (II): 7-44. [cit. 2015-05-04]. Dostupné na internete:
<<http://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/casopis-quaestiones-rerum-naturalium/archiv.html>>.

CHROBÁKY (COLEOPTERA) PRÍRODNEJ REZERVÁCIE KRASÍN NAD OBCOU DOLNÁ SÚČA V BIELYCH KARPATOCH

OTO MAJZLAN

Beetles (Coleoptera) of Nature Reserve Krasín above the village of Dolná Súča in the Biele Karpaty Mts.

Abstract: During the survey of beetles in Krasín Nature Reserve and Natura 2000 site 466 species were identified in 2014. In the community of beetles some species of European interest were found as well: *Lucanus cervus*, *Rosalia alpina* and *Cucujus cinnaberinus*.

Key words: Coleoptera, Natura 2000, Krasín, Biele Karpaty

ÚVOD

V roku 2014 sme v rámci projektu Štátnej ochrany prírody SR Vypracovanie programov starostlivosti o vybrané chránené územia zahrnuté v sústave Natura 2000 uskutočnili prieskum fauny chrobákov v území európskeho významu (ÚEV) Krasín. Na sledovanom území nebol doteraz robený podrobnejší koleopterologický výskum. Na území Bielych Karpát sme spracovali faunu chrobákov napríklad v okolí Novej Bošáče (MAJZLAN 2001) a na Vršateckom brale (MAJZLAN 2005). Na Čachtickom hradnom vrchu v Malých Karpatoch sme spracovali vybrané skupiny hmyzu (MAJZLAN et al. 2000).

SLEDOVANÉ ÚZEMIE

Vápencový chrbát nad obcou Dolná Súča s pestrú teplomilnou flórou je súčasťou bradlového pásma (obr. 1). Od roku 1971 bolo samotné bradlo Krasín s rozlohou 26,4 ha súčasťou siete maloplošných chránených území Slovenska (chránený prírodný výtvor, neskôr prírodná rezervácia – PR). V súčasnosti je začlenené do územia európskeho významu Krasín (SKUEV0375; 63,94 ha). Pôvodne rozšírené sú tu dubo-hrabiny. V súčasnosti odlesnené svahy nad obcou hostia spoločenstvá skalnej stepi, ktoré miestami zarastli krovínami (svib, trnka, lieska, ruža šípová), na úpätí prechádzajú do lesného porastu. Na pasienkoch rastú solitérne ovocné dreviny.



Obr. 1. Pohľad na vápencový chrbát Krasína
Fig. 1. View of the limestone ridge of Krasín



Obr. 2. Malaiseho pasca založená na východnom úpätí Krasína
Fig. 2. Placement of a Malaise trap at the east base of slope of Krasín

ÚEV Krasín sa čiastočne prekrýva s PR Krasín (27,16 ha) a jej ochranným pásmom. V prírodnej rezervácii platí štvrtý stupeň ochrany prírody a v jej ochrannom pásme tretí stupeň ochrany. Zvyšok ÚEV mimo prírodnej rezervácie a jej ochranného pásma patrí do druhého stupňa ochrany prírody, rovnako ako Chránená krajinná oblasť Biele Karpaty, v ktorej sa ÚEV Krasín nachádza.

METODIKA A MATERIÁL

Na sledovanom území sme založili zemné pasce 12. 3. 2014 na plochách: pasienok 1, 2; lieština 3, 4; vápencová sutina 5, 6 a bučina 7, 8. Čísla týchto plôch sú uvedené v tabuľke 1.

Na východnom úpätí Krasína vo výške 394 m n. m. bola 10. 4. 2014 založená Malaiseho pasca (obr. 2). Súradnice sú: 48°57'45,83" S, 18°00'23,71" V. Vyberanie pascí sa uskutočnilo v dvojtýždňových intervaloch, účinnú pomoc pri odbere vzoriek poskytol Dr. Jozef Májsky, za čo mu ďakujem.

VÝSLEDKY

Počas jednoročného prieskumu fauny chrobákov sme na sledovanom území zistili 466 druhov (tab. 1). Z toho metódou Malaiseho pasce 290 druhov, čo je viac ako 60 %.

Faunisticky významné druhy:

Laemostenus punctatus, *Leistus rufomarginatus*, *Pterostichus hungaricus*, *Plegaderus caesus*, *Staphylinus chloropterus*, *Velleius dilatatus*, *Odonteus armiger*, *Gnorimus nobilis*, *Sisyphus schaefferi*, *Trichius sexualis*, *Musaria affinis*, *Chaetocnema conducta*, *Otiorhynchus kelecsenyi*.

Druhy európskeho významu (anexové):

Lucanus cervus a *Rosalia alpina* (pozorovaný na kmeni buka). Pod kôrou starého buka pozorovaný druh *Cucujus cinnaberinus*.

Invázne druhy:

Harmonia axyridis a *Xylosandrus germanus*.

SÚHRN

V širšom území okolia rezervácie Krasín sme v roku 2014 zistili celkom 466 druhov chrobákov. V spoločenstve boli zaznamenané aj druhy európskeho významu: *Lucanus cervus*, *Rosalia alpina* a *Cucujus cinnaberinus*.

LITERATÚRA

- MAJZLAN, O. 2001: Beetle (Coleoptera) communities of typical biotopes in the Biele Karpaty Protected landscape area (Western part). *Biodiversitas Slovaca* 1, Nitra: 97-117.
- MAJZLAN, O., ŠTEPANOVIČOVÁ, O. & FEDOR, P. J. 2000: Vybrané skupiny hmyzu (Coleoptera, Blattodea, Ensifera et Caelifera) v okolí NPR Čachtický hradný vrch. *Folia faunistica Slovaca* 5: 135-150.
- MAJZLAN, O. 2005: Fauna chrobákov (Coleoptera) okolia Vršateckého Podhradia. *Ochrana prírody* 24: 153-167.

Tabuľka 1: Prehľad druhov chrobákov (Coleoptera) zistených na lokalite Krasín v roku 2014 (x - druh pozorovaný)
Table 1: List of beetles species (Coleoptera) at the site of Krasín in 2014 (x - observed species)

Zemné pasce 1- 8 / Malaiseho pasca (MP)	1, 2	3, 4	5, 6	7, 8	MP
Čeľad'/druh					
Carabidae					
<i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812)	6/1	7/2		5/2	
<i>Abax parallelepipedus</i> (Pill. Mitt., 1783)	6/1	6/2	5/1	5/2	
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	6/2	7/2	5/1	5/2	
<i>Amara curta</i> (Dejean, 1828)		7/2			
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)		8/3			
<i>Anisodactylus nemorivagus</i> (Duftschmid, 1812)		7/2			
<i>Aptinus bombarda</i> (Illiger, 1800)	6/10	7/40	5/11	5/1	
<i>Asaphidion pallipes</i> (Duftschmid, 1812)		7/2		5/1	
<i>Bradycellus verbasci</i> (Duftschmid, 1812)	6/3	7/2		6/2	
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)				5/1	
<i>Calathus erratus</i> (Sahlberg, 1827)				6/2	
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)		7/2		6/2	5/3
<i>Callistus lunatus</i> (Fabricius, 1775)	6/1	6/2		5/1	
<i>Carabus arcensis</i> (Herbst, 1784)	6/1	7/2		5/2	
<i>Carabus cancellatus</i> (Illiger, 1798)			5/1	5/2	
<i>Carabus convexus</i> (Fabricius, 1775)		7/2			
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)		7/2			
<i>Carabus glabratus</i> (Paykull, 1790)				5/2	
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)			5/1		
<i>Carabus intricatus</i> (Linnaeus, 1761)		7/2			
<i>Carabus nemoralis</i> (Müller, 1764)		7/2			
<i>Carabus scheidleri</i> (Panzer, 1799)	6/3		6/2		
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)				5/2	
<i>Cymindis cingulata</i> (Dejean, 1825)	6/2		6/2		
<i>Diachromus germanus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1	7/2			
<i>Drypta debata</i> (Rossi, 1790)		7/2			
<i>Europhilus micans</i> (Nicolai, 1822)	6/1				
<i>Harpalus albanicus</i> Reitter, 1900	6/1	7/2	6/2	5/2	
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1	6/2		5/2	
<i>Laemostenus punctatus</i> (Dejean, 1828)		6/2			
<i>Lebia cruxminor</i> (Linnaeus, 1758)		7/2			5/1
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1	7/1			
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)		7/2			5/1
<i>Licinus depressus</i> (Paykull, 1790)				5/2	
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)				5/2	
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)		7/2		7/1	

<i>Notiophilus rufipes</i> (Curtis, 1829)		6/2		7/1	
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	6/1	6/2	6/2	5/2	
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)		6/2			
<i>Platyderes rufus</i> (Duftschmid, 1812)	6/2	7/2			
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)		7/2			
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	6/12		7/1		6/1
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	6/2				5/2
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)				5/2	
<i>Pterostichus hungaricus</i> (Dejean, 1828)				5/2	
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)		7/22			
<i>Pterostichus nigrata</i> (Paykull, 1790)		7/2			
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)		7/4			
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)		7/2			
<i>Syntomus pallipes</i> Dejean, 1825		7/3			
<i>Tachyta nana</i> (Gyllenhal, 1810)		6/3			
<i>Trechus austriacus</i> (Dejean, 1831)	6/1	7/2			
Histeridae					
<i>Hister illigeri</i> (Duftschmid, 1805)	6/1				
<i>Margarinotus brunneus</i> (Fabricius, 1775)	6/1			7/1	
<i>Paromalus flavicornis</i> (Herbst, 1792)	6/4				
<i>Platysoma minor</i> (Rossi, 1792)	7/1				
<i>Plegaderus caesus</i> (Herbst, 1792)					5/2
Agyrtidae					
<i>Agyrtes bicolor</i> (Lap.Castel., 1840)	6/1			5/2	
Silphidae					
<i>Ablattaria laevigata</i> (Fabricius, 1775)	6/1	7/2		7/1	
<i>Necrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
<i>Oiceoptoma thoracica</i> (Linnaeus, 1758)	7/1				
<i>Silpha carinata</i> (Herbst, 1783)		7/2		5/2	
Leiodidae					
<i>Agathidium marginatum</i> (Sturm, 1807)	6/1		6/5	5/2	
<i>Agathidium nigrinum</i> (Sturm, 1807)	6/1			5/2	
<i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius, 1792)			7/3		
<i>Catops morio</i> (Fabricius, 1792)	6/1		6/2		5/1
<i>Catops nigricans</i> (Spence, 1815)					5/1
<i>Choleva elongata</i> (Paykull, 1798)					5/1
<i>Colenis immunda</i> (Sturm, 1807)	6/1	7/2		5/2	
<i>Liocyrtusa minuta</i> (Ahrens, 1812)	6/1				
<i>Nargus brunneus</i> (Sturm, 1839)	6/1			5/2	
<i>Ptomaphagus sericatus</i> (Chaudoir, 1845)		7/2		7/1	
<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)	6/1				5/1
Scydmaenidae					
<i>Cephennium carpathicum</i> (Saulcy, 1878)	6/1				
<i>Euconnus pubicollis</i> (Müll. et Kunze, 1822)	6/1			5/2	

<i>Stenichnus pusillus</i> (Müll. et Kunze, 1822)				7/1	
Scaphidiidae					
<i>Scaphisoma agaricinum</i> (Linnaeus, 1758)			6/3		
Dasyceridae					
<i>Dasycerus sulcatus</i> (Brongniart, 1800)					5/1
Staphylinidae					
<i>Aleochara lata</i> (Gravenhorst, 1802)	6/1	7/2	8/1	5/2	
<i>Aleochara sparsa</i> (Heer, 1839)	6/1	7/2		5/2	
<i>Aleochara curtula</i> (Goeze, 1777)					5/1
<i>Anthobium atrocephalum</i> (Gyllenhal, 1827)	6/1	7/2		5/2	
<i>Domene scabricollis</i> (Erichson, 1840)		7/2	8/1	5/2	
<i>Hesperus rufipennis</i> (Gravenhorst, 1802)	6/1	7/2			
<i>Lathrobium brunnipes</i> (Fabricius, 1792)		5/1			5/1
<i>Lordithon lunulatus</i> (Linnaeus, 1761)					5/1
<i>Nudobius lentus</i> (Gravenhorst, 1806)	6/1	7/2		5/2	
<i>Ocypus macrocephalus</i> (Gravenhorst, 1802)	8/1	7/2		5/2	
<i>Ocypus melanarius</i> (Heer, 1839)	8/10				
<i>Ocypus nero semialatus</i> (Müller, 1904)	8/1				
<i>Ocypus ophthalmicus</i> (Scopoli, 1763)			6/2		
<i>Ocypus pedator</i> (Gravenhorst, 1802)	6/3	5/1		6/4	
<i>Ontholestes haroldi</i> (Eppelsheim, 1884)	6/3				
<i>Othius punctulatus</i> (Goeze, 1777)	6/1				
<i>Pederus balcanicus</i> (Koch, 1938)			5/8		
<i>Philonthus cognatus</i> (Stephens, 1832)	6/1				
<i>Philonthus coprophilus</i> (Jarrige, 1949)	6/5	5/1		5/2	
<i>Philonthus jurgans</i> (Tottenham, 1937)					5/1
<i>Philonthus micans</i> (Gravenhorst, 1802)	6/1	7/2		5/2	
<i>Platydracus fulvipes</i> (Scopoli, 1763)	6/10	7/2		5/2	
<i>Platydracus chalocephalus</i> (Fabricius, 1801)	7/2	5/1		5/2	
<i>Platydracus stercorarius</i> (Olivier, 1795)	6/1	5/1		5/2	
<i>Quedius brevis</i> (Erichson, 1840)	7/2	7/3		5/2	
<i>Quedius collaris</i> (Erichson, 1840)	7/2	5/1		5/2	
<i>Quedius lateralis</i> (Gravenhorst, 1802)	6/1	7/2		5/4	
<i>Rugilus erichsoni</i> (Fauvel, 1867)	6/1	7/2		5/2	
<i>Staphylinus caesareus</i> (Cederhjelm, 1798)	7/2	7/2	8/1	5/2	
<i>Staphylinus erythropterus</i> (Linnaeus, 1758)	7/2	7/1		5/2	
<i>Staphylinus fossor</i> (Scopoli, 1772)	6/1	7/2		5/2	
<i>Staphylinus chloropterus</i> (Panzer, 1796)					5/1
<i>Velleius dilatatus</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Xantholinus linearis</i> (Olivier, 1794)	6/1	7/2	5/4	5/2	
Pselaphidae					
<i>Pselaphus heisei</i> (Herbst, 1792)					5/1
Clambidae					
<i>Clambus punctulum</i> (Beck, 1817)					5/1

Eucinetidae					
<i>Eucinetus haemorrhoidalis</i> (Germar, 1818)	6/1	7/2		5/2	5/1
Lucanidae					
<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1			5/2	5/1
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)					x
Trogidae					
<i>Trox scaber</i> (Linnaeus, 1767)					5/1
Geotrupidae					
<i>Odonteus armiger</i> (Scopoli, 1772)				5/2	5/1
<i>Trypocopris vernalis</i> (Linnaeus, 1758)	6/2	7/2	8/3	5/2	
Scarabaeidae					
<i>Anomala dubia</i> (Scopoli, 1763)			5/6		5/1
<i>Aphodius biguttatus</i> (Germar, 1824)	7/21	7/1			
<i>Aphodius bimaculatus</i> (Laxmann, 1770)		6/2			
<i>Aphodius brevis</i> (Erichson, 1848)		6/1			
<i>Aphodius coenosus</i> (Panzer, 1798)	8/3				
<i>Aphodius erraticus</i> (Linnaeus, 1758)	6/2				
<i>Aphodius luridus</i> (Fabricius, 1775)	6/2				
<i>Aphodius putridus</i> (Fourcroy, 1785)					5/1
<i>Aphodius sphacelatus</i> (Panzer, 1798)			5/1		
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Euoniticellus fulvus</i> (Goeze, 1777)	6/1			5/1	
<i>Eupotosia affinis</i> (Andersch, 1797)					5/1
<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Onthophagus cenobita</i> (Herbst, 1783)		6/2			
<i>Onthophagus fracticornis</i> (Preyssl, 1790)	6/2				
<i>Oxythyrea funesta</i> (Poda, 1761)					6/2
<i>Phyllopertha horticola</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Potosia fieberi</i> (Kraatz, 1880)					5/1
<i>Serica brunnea</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Sisyphus schaefferi</i> (Linnaeus, 1758)	6/2	6/1			5/1
<i>Trichius sexualis</i> (Bedel, 1906)					8/1
<i>Tropinota hirta</i> (Poda, 1761)					5/1
<i>Valgus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
Byrrhidae					
<i>Syncalypta spinosa</i> (Rossi, 1794)		7/2			
Buprestidae					
<i>Agrilus hyperici</i> (Creutzer, 1799)					6/1
<i>Agrilus olivicolor</i> (Kiesenwetter, 1857)					6/1
<i>Anthaxia millefolii</i> (Fabricius, 1801)					5/1
<i>Athaxia nitidula</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Coraebus elatus</i> (Fabricius, 1787)					6/1
<i>Habroloma geranii</i> (Silfverberg, 1977)					6/1
<i>Ptosima flavoguttata</i> (Illiger, 1803)					5/8

<i>Trachys minutus</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
Elateridae					
<i>Adrastus montanus</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Agriotes acuminatus</i> (Stephens, 1830)		7/2			
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	5/1				6/1
<i>Athous bicolor</i> (Goeze, 1777)					5/1
<i>Athous haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1801)					6/1
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792)					6/11
<i>Cardiophorus asellus</i> (Erichson, 1840)					5/1
<i>Cardiophorus gramineus</i> (Scopoli, 1763)					7/2
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758)					6/3
<i>Hemicrepidius hirtus</i> (Herbst, 1784)					5/1
<i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)					7/2
<i>Porthmadius austriacus</i> (Schränk, 1781)					6/9
<i>Prosternon chrysocomum</i> (Germar, 1843)					7/2
<i>Synaptus filiformis</i> (Fabricius, 1781)					7/2
Throscidae					
<i>Trixagus carinifrons</i> (Bonvouloir, 1859)					5/1
Eucnemidae					
<i>Eucnemis capucina</i> (Ahrens, 1812)					5/1
<i>Hylis foveicollis</i> (Thomson, 1874)					8/1
<i>Melasis buprestoides</i> (Linnaeus, 1761)					8/1
<i>Microrhagus pygmeus</i> (Fabricius, 1792)					5/1
Homalidae					
<i>Omalisus fontisbellaquei</i> (Geoffroy, 1762)					5/1
Lampyridae					
<i>Lamprohiza splendidula</i> (Linnaeus, 1767)					5/1
<i>Phosphaenus hemipterus</i> (Geoffroy, 1762)	6/1				
Drilidae					
<i>Drilus concolor</i> (Ahrens, 1812)	6/1				
Cantharidae					
<i>Cantharis livida</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Cantharis nigricans</i> (Müller, 1776)					5/1
<i>Cantharis quadripunctata</i> (Müller, 1776)					5/1
<i>Rhagonycha fulva</i> (Scopoli, 1763)					5/1
<i>Rhagonycha lutea</i> (Müller, 1764)					5/1
Dermestidae					
<i>Anthrenus verbasci</i> (Linnaeus, 1767)					5/1
<i>Attagenus punctatus</i> (Scopoli, 1772)					5/1
<i>Dermestes frischi</i> (Kugelann, 1792)	6/1	7/1			
<i>Megatoma undata</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
Anobiidae					
<i>Dorcatoma robusta</i> (Strand, 1938)					5/1

<i>Ernobius longicornis</i> (Sturm, 1837)					5/1
<i>Priobium carpini</i> (Herbst, 1793)					8/1
<i>Ptinomorphus imperialis</i> (Linnaeus, 1767)					8/1
<i>Ptinus fur</i> (Linnaeus, 1758)					8/1
<i>Ptinus nitidus</i> (Duftschmid, 1825)					8/1
<i>Ptinus rufipes</i> (Olivier, 1790)					8/1
<i>Ptinus sexpunctatus</i> (Panzer, 1795)					5/1
<i>Ptinus schlerethi</i> (Reitter, 1884)					6/1
<i>Ptinus villiger</i> (Reitter, 1884)					5/1
<i>Xestobium plumbeum</i> (Illiger, 1801)				6/1	6/1
<i>Xyletinus ater</i> (Creutzer, 1796)					6/1
Dasytidae					
<i>Dolichosoma lineare</i> (Rossi, 1792)		7/1			
Malachiidae					
<i>Axinotarsus pulicarius</i> (Fabricius, 1775)					5/1
<i>Hypebaeus flavipes</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Charopus concolor</i> (Fabricius, 1801)					5/1
Lymexylonidae					
<i>Hylecoetus dermestoides</i> (Linnaeus, 1761)					5/1
Nitidulidae					
<i>Carpophilus marginellus</i> (Motschulsky, 1858)					5/1
<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)					6/1
<i>Meligethes assimilis</i> (Sturm, 1845)					6/1
<i>Pria dulcamarae</i> (Scopoli, 1763)					5/1
<i>Soronia grisea</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
Cucujidae					
<i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scopoli, 1763)					x
<i>Leptophloeus alternans</i> (Erichson, 1845)					5/1
<i>Pediacus dermestoides</i> (Fabricius, 1792)					6/1
Silvanidae					
<i>Ahasverus advena</i> (Waltl, 1832)					5/1
Phalacridae					
<i>Stilbus testaceus</i> (Panzer, 1797)					5/1
Cryptophagidae					
<i>Atomaria atra</i> (Herbst, 1793)	6/1				
<i>Atomaria mesomelanea</i> (Herbst, 1792)	7/1				
<i>Atomaria pusilla</i> (Paykull, 1798)					5/1
<i>Caenoscelis ferruginea</i> (Sahlberg, 1822)		7/2			
<i>Cryptophagus affinis</i> (Sturm, 1845)	6/1	7/2			
<i>Cryptophagus dentatus</i> (Herbst, 1793)	6/1				
<i>Cryptophagus labilis</i> (Erichson, 1846)					5/1
<i>Cryptophagus pubescent</i> (Sturm, 1845)				5/2	5/1
<i>Cryptophagus setulosus</i> (Sturm, 1845)					7/1

<i>Cryptophagus schmidtii</i> (Sturm, 1845)	6/1	7/2		5/2	7/1
<i>Cryptophagus pallidus</i> (Sturm, 1845)					5/1
<i>Ephistemus globulus</i> (Paykull, 1798)					
Erotylidae					
<i>Combocerus glaber</i> (Schaller, 1783)	6/1				
<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg, 1781)					5/1
<i>Triplax pygmaea</i> (Kraatz, 1871)					7/1
<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)					8/1
<i>Tritoma bipustulata</i> (Fabricius, 1775)	6/1				
Endomychidae					
<i>Endomychus coccineus</i> (Linnaeus, 1758)					5/3
<i>Mycetina cruciata</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
Coccinellidae					
<i>Clitosthetus arcuatus</i> (Rossi, 1794)			7/1		
<i>Coccidula scutellata</i> (Herbst, 1783)					7/1
<i>Coccinella septempunctata</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Cynegetis impunctata</i> (Linnaeus, 1767)					5/3
<i>Halyzia sedecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Harmonia axyridis</i> (Pallas, 1773)				7/1	8/15
<i>Hyperaspis campetris</i> (Herbst, 1783)				7/1	7/1
<i>Chilocorus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Platynaspis luteorubra</i> (Goeze, 1777)					5/1
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Scymnus abietis</i> (Paykull, 1798)					7/1
<i>Scymnus aureus</i> (Thunberg, 1795)					7/1
<i>Scymnus frontalis</i> (Fabricius, 1787)					7/1
<i>Scymnus horioni</i> (Füersch, 1965)					7/1
<i>Scymnus redtenbacheri</i> (Mulsant, 1846)					5/1
<i>Scymnus rubromaculatus</i> (Goeze, 1777)					6/1
<i>Scymnus suturalis</i> (Thunberg, 1795)					6/1
<i>Sospita vigintiguttata</i> (Linnaeus, 1758)					5/3
<i>Stethorus punctillum</i> (Weise, 1891)					5/1
<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
Corylophidae					
<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)		7/2			5/1
Latridiidae					
<i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1839)				5/3	5/3
<i>Corticaria serrata</i> (Paykull, 1798)				5/2	
<i>Corticaria gibbosa</i> (Herbst, 1793)				5/2	
<i>Dienerella elongata</i> (Curtis, 1830)	6/1				5/1
<i>Enicmus testaceus</i> (Stephens, 1830)	5/3				5/3
<i>Latridius minutus</i> (Linnaeus, 1767)	6/1				5/1
Zopheridae					

<i>Diodesma subterranea</i> (Guérin-Ménéville, 1844)	5/1		6/2		
<i>Cicones pictus</i> (Erichson, 1845)					8/1
<i>Bitoma crenata</i> (Fabricius, 1775)					5/1
<i>Synchita separanda</i> (Reitter, 1881)					5/1
Mycetophagidae					
<i>Litargus connexus</i> (Fourcroy, 1785)					5/3
<i>Mycetophagus multipunctatus</i> (Fabricius, 1792)					5/3
<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Triphyllus bicolor</i> (Fabricius, 1792)					5/1
Ciidae					
<i>Cis bidentatus</i> (Olivier, 1790)					5/1
<i>Cis micans</i> (Fabricius, 1792)					6/1
<i>Rhopalodontus perforatus</i> (Gyllenhal, 1813)					6/1
<i>Sulcacis affinis</i> (Gyllenhal, 1827)					6/1
Melandryidae					
<i>Anisoxya fuscula</i> (Illiger, 1798)					5/1
<i>Dircaea australis</i> (Fairmaire, 1856)					6/1
<i>Eustrophus dermestoides</i> (Fabricius, 1792)					7/2
<i>Hypulus quercinus</i> (Quensel, 1790)					7/1
<i>Orchesia undulata</i> (Kraatz, 1853)					6/3
<i>Phloiotrya vaudoueri</i> (Mulsant, 1856)					6/4
Mordellidae					
<i>Curtimorda bisignata</i> (Redtenbacher, 1849)					6/5
<i>Mordella holomelaena</i> (Apfelbeck, 1914)					6/4
<i>Mordellistena brevicauda</i> (Boheman, 1846)					6/1
<i>Mordellistena humeralis</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Mordellistena pseudonana</i> (Ermisch, 1956)					6/1
<i>Mordellochroa abdominalis</i> (Fabricius, 1775)					5/1
<i>Tomoxia bucephala</i> (Costa, 1854)					5/1
Oedemeridae					
<i>Chrysanthia viridissima</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Ischnomera cinerascens</i> (Pandellé, 1867)					6/1
<i>Oedemera virescens</i> (Linnaeus, 1767)					5/1
Pyrochroidae					
<i>Pyrochroa coccinea</i> (Linnaeus, 1761)					5/1
Meloidae					
<i>Meloë autumnalis</i> (Olivier, 1792)	8/1				
<i>Meloë violaceus</i> (Marshall, 1802)	6/1				
Scaptidae					
<i>Anaspis varians</i> (Mulsant, 1856)					6/1
<i>Anaspis flava</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Anaspis palpalis</i> (Gerhardt, 1876)					5/1
<i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal, 1827)					5/1

<i>Cyrtanspis phalerata</i> (Germar, 1831)					5/1
Lagriidae					
<i>Lagria hirta</i> (Linnaeus, 1758)	7/7				8/10
Alleculidae					
<i>Hymenalia rufipes</i> (Fabricius, 1792)					5/1
<i>Isomira murina</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Mycetochara humeralis</i> (Fabricius, 1787)					5/1
Tenebrionidae					
<i>Crypticus quisquilius</i> (Linnaeus, 1761)	6/1				
<i>Opatrum sabulosum</i> (Linnaeus, 1761)	6/1				
<i>Stenomax aeneus</i> (Scopoli, 1763)	6/1	7/2			
Cerambycidae					
<i>Anaesthetis testacea</i> (Fabricius, 1781)					5/1
<i>Anaglyptus mysticus</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius, 1775)					5/1
<i>Carilia virginea</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Cerambyx scopoli</i> (Füssly, 1775)					6/2
<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus, 1847)					6/2
<i>Cortodera holosericea</i> (Fabricius, 1801)					6/2
<i>Dinoptera collaris</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Dorcadion aethiops</i> (Scopoli, 1763)	5/1				
<i>Grammoptera ruficornis</i> (Fabricius, 1781)					5/1
<i>Chlorophorus varius</i> (Müller, 1766)					6/1
<i>Judolia sexmaculata</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Molorchus minor</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Musaria affinis</i> (Harrer, 1784)					6/2
<i>Phytoecia coerulescens</i> (Scopoli, 1763)					5/1
<i>Phytoecia cylindrica</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Pidonia lunda</i> (Fabricius, 1792)					7/1
<i>Rhagium mordax</i> (De Geer, 1775)					6/2
<i>Rhopalopus femoratus</i> (Linnaeus, 1758)					6/2
<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)					x
<i>Stenocorus quercus</i> (Goetz, 1783)					6/2
<i>Stenopterus rufus</i> (Linnaeus, 1767)					5/1
<i>Stenostola ferrea</i> (Schränk, 1776)					7/1
<i>Tetrops praeusta</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Xylotrechus arvicola</i> (Olivier, 1795)					5/1
Chrysomelidae					
<i>Adoxus obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
<i>Asiolestia ferruginea</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Cassida lineola</i> (Creutzer, 1799)					6/1
<i>Cassida nobilis</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Clytra laeviuscula</i> (Ratzeburg, 1837)					6/1
<i>Coptocephala unifasciata</i> (Scopoli, 1763)					6/1

<i>Crepidodera aurata</i> (Marshall, 1802)					7/2
<i>Crioceris quinquepunctata</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Cryptocephalus biguttatus</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Cryptocephalus cordiger</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Cryptocephalus coryli</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Cryptocephalus flavipes</i> (Fabricius, 1781)					5/1
<i>Cryptocephalus labiatus</i> (Linnaeus, 1761)					5/1
<i>Cryptocephalus moraei</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Cryptocephalus sericeus</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Dibolia cryptocephala</i> (Koch, 1803)					7/4
<i>Dibolia foersteri</i> (Bach, 1859)					8/2
<i>Dibolia schillingi</i> (Letzner, 1846)					5/1
<i>Eumophus asclepiadeus</i> (Pallas, 1776)					5/1
<i>Fastuolina fastuosa</i> (Scopoli, 1763)					5/1
<i>Galeruca tanacetii</i> (Linnaeus, 1758)	6/1			5/2	5/1
<i>Gastrophysa polygoni</i> (Linnaeus, 1758)		6/1			
<i>Gynadrophthalma aurita</i> (Linnaeus, 1766)		8/1			
<i>Chaetocnema concinna</i> (Marshall, 1802)			6/1		
<i>Chaetocnema conducta</i> (Motsch. 1838)				7/2	
<i>Chaetocnema chlorophana</i> (Duftschmid, 1825)		7/1			
<i>Cheilotoma musciformis</i> (Goeze, 1777)					5/1
<i>Chrysolina hyperici</i> (Forster, 1771)	6/1				
<i>Chrysolina sturmi</i> (Westhoff, 1882)	6/1				
<i>Chrysolina varians</i> (Schaller, 1783)	6/1				
<i>Lilioceris lili</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Lochmaea crataegi</i> (Forster, 1771)					5/1
<i>Longitarsus echii</i> (Koch, 1803)					5/1
<i>Longitarsus foudrasi</i> (Weise, 1893)					6/1
<i>Longitarsus luridus</i> (Scopoli, 1763)					6/1
<i>Mantura chrysanthemi</i> (Koch, 1803)					5/1
<i>Mniophila muscorum</i> (Koch, 1803)	6/1			7/2	
<i>Orsodacne cerasi</i> (Linnaeus, 1758)					7/4
<i>Oulema gallaeciana</i> (Heyden, 1870)					5/1
<i>Pachnephorus pilosus</i> (Rossi, 1790)	5/1				
<i>Pachybrachys sinuatus</i> Muls. (Rey, 1857)					5/1
<i>Phyllotreta nemorum</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Phyllotreta tetrastigma</i> (Comolli, 1837)					6/1
<i>Podagrica malvae</i> (Illiger, 1807)					6/1
<i>Psylliodes attenuata</i> (Koch, 1803)					6/1
<i>Psylliodes cuprea</i> (Koch, 1803)					7/1
<i>Psylliodes chrysocephala</i> (Linnaeus, 1758)					
<i>Sphaeroderma testaceum</i> (Fabricius, 1775)					8/1
Bruchidae					
<i>Bruchus loti</i> (Paykull, 1800)					8/1

<i>Bruchidius cinerascens</i> (Gyllenhal, 1833)					5/1
<i>Bruchidius unicolor</i> (Olivier, 1775)					8/1
Anthribidae					
<i>Brachytarsus nebulosus</i> (Forster, 1771)					5/1
Attelabidae					
<i>Apoderus coryli</i> (Linnaeus, 1758)					7/1
<i>Byctiscus betulae</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Caenorhinus germanicus</i> (Herbst, 1797)					6/1
<i>Deporaus betulae</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
<i>Rhynchites bacchus</i> (Linnaeus, 1758)					6/1
Apionidae					
<i>Apion ebeninum</i> (Kirby, 1808)					5/1
<i>Apion fulvipes</i> (Fourcroy, 1785)					6/1
<i>Apion haematodes</i> (Kirby, 1808)					6/1
<i>Apion ononis</i> (Kirby, 1808)					6/1
<i>Apion pisi</i> (Fabricius, 1801)					5/1
<i>Apion platalea</i> (Germar, 1817)					7/2
<i>Apion pomonae</i> (Fabricius, 1798)					6/1
<i>Apion radiolus</i> (Marsham, 1802)					6/1
<i>Apion urticarium</i> (Herbst, 1784)					6/1
<i>Apion viciae</i> (Paykull, 1800)					6/1
<i>Apion violaceum</i> (Kirby, 1808)					5/1
<i>Apion virens</i> (Herbst, 1797)					5/1
Curculionidae					
<i>Acalles camelus</i> (Fabricius, 1792)	6/4	7/2		5/2	
<i>Acalles echinatus</i> (Germar, 1824)	6/1			5/2	
<i>Acalles hypocrita</i> (Boheman, 1837)	6/1				
<i>Acalles pyrenaicus</i> (Boheman, 1844)	6/2				
<i>Acallocrates colonnellii</i> (Bahr, 2003)				5/2	
<i>Adexius scrobipennis</i> (Gyllenhal, 1834)	6/2			5/2	
<i>Alophus triguttatus</i> (Fabricius, 1775)	6/2	7/2			
<i>Anthonomus pomorum</i> (Linnaeus, 1758)	6/2			7/2	5/1
<i>Anthonomus rubi</i> (Herbst, 1795)					5/1
<i>Barypeithes chevrolati</i> (Boheman, 1843)	6/1			7/2	
<i>Brachysomus dispar</i> (Penecke, 1910)	6/1				
<i>Brachysomus echinatus</i> (Bonsdorff, 1785)	6/1			7/2	
<i>Brachysomus subnudus</i> (Seidlitz, 1868)		7/2			
<i>Calosirus apicalis</i> (Gyllenhal, 1827)					5/1
<i>Ceutorhynchus chlorophanus</i> (Rouget, 1857)					7/1
<i>Ceutorhynchus obstrictus</i> (Marsham, 1802)					5/1
<i>Ceutorhynchus erysimi</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i> (Marsham, 1802)					5/1
<i>Ceutorhynchus pectoralis</i> (Weise, 1895)					5/1
<i>Comasinus setiger</i> (Beck, 1817)	6/1			5/2	

<i>Curculio nuceum</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Datonychus urticae</i> (Boheman, 1845)					5/1
<i>Datonychus urticae</i> (Boheman, 1845)			6/1		
<i>Donus ovalis</i> (Boheman, 1842)	6/1	7/2			
<i>Ethelcus denticulatus</i> (Schränk, 1781)					
<i>Eusomus ovulum</i> (Germar, 1824)	6/1			5/2	
<i>Glocianus punctiger</i> (Gyllenhal, 1837)			8/1		5/1
<i>Gymnetron labile</i> (Herbst, 1795)			7/2		5/1
<i>Gymnetron linariae</i> (Panzer, 1792)					5/1
<i>Hypera arator</i> (Linnaeus, 1758)			7/2		
<i>Hypera nigrirostris</i> (Fabricius, 1775)	6/1	7/2			
<i>Hypera postica</i> (Gyllenhal, 1813)	6/1				
<i>Larinus brevis</i> (Herbst, 1795)		6/2			
<i>Liophloeus lentus</i> (Germar, 1824)	6/1			5/2	
<i>Mecinus paryster</i> (Herbst, 1795)					5/1
<i>Miarus graminis</i> (Gyllenhal, 1813)					5/1
<i>Microplontus milefolii</i> (Schultze, 1897)					6/2
<i>Mogulones amplipennis</i> (Schultze, 1896)					5/4
<i>Mogulones borraginis</i> (Fabricius, 1792)					5/2
<i>Mogulones larvatus</i> (Schultze, 1896)					6/2
<i>Nedyus quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Oprohinus suturalis</i> (Fabricius, 1775)					5/1
<i>Orobites cyaneus</i> (Linnaeus, 1758)				5/2	
<i>Otiorhynchus fullo</i> (Schränk, 1781)	6/1				
<i>Otiorhynchus inflatus</i> (Gyllenhal, 1834)	6/5				
<i>Otiorhynchus kelecsenyi</i> (Fruvaldsky, 1892)	6/1				
<i>Otiorhynchus laevigatus</i> (Fabricius, 1792)		7/2		5/2	
<i>Otiorhynchus ligustici</i> (Linnaeus, 1758)				5/2	
<i>Otiorhynchus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	6/1				
<i>Otiorhynchus perdix</i> (Olivier, 1807)		7/1			
<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777)	6/5				
<i>Otiorhynchus rugosostriatus</i> (Goeze, 1877)	6/1	7/2			
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)					7/2
<i>Phyllobius cloropus</i> (Linnaeus, 1758)					7/2
<i>Phyllobius incanus</i> (Gyllenhal, 1834)					7/2
<i>Phyllobius pyri</i> (Linnaeus, 1758)					7/2
<i>Polydrusus amoenus</i> (Germar, 1824)					5/1
<i>Polydrusus impar</i> (Des Gozis, 1882)					5/5
<i>Polydrusus sericeus</i> (Schaller, 1783)					5/1
<i>Psallidium maxillosum</i> (Fabricius, 1792)	6/5				
<i>Rhamphus oxyacanthae</i> (Marsham, 1802)					5/1
<i>Rhynchaenus fagi</i> (Linnaeus, 1758)					5/1
<i>Rhynchaenus pratensis</i> (Germar, 1821)					7/2
<i>Sciaphilus asperatus</i> (Bonsdorff, 1758)	7/4				

<i>Sitona lineatus</i> (Linnaeus, 1758)					7/3
<i>Stenocarus cardui</i> (Herbst, 1831)					5/1
<i>Stomodes gyrosicollis</i> (Boheman, 1843)	6/1				
<i>Tanymecus palliatus</i> (Fabricius, 1787)					5/1
<i>Trachodes hispidus</i> (Linnaeus, 1758)	6/4				
<i>Trachyploeus aristatus</i> (Gyllenhal, 1827)	6/1				
Scolytidae					
<i>Leperisinus fraxini</i> (Panzer, 1799)					7/2
<i>Scolytus laevis</i> (Chapuis, 1869)					7/2
<i>Scolytus mali</i> (Bechstein, 1805)					7/3
<i>Xyleborus dispar</i> (Fabricius, 1792)					5/1
<i>Xylosandrus germanus</i> (Blandford, 1894)					5/1
Platypodidae					
<i>Platypus cylindrus</i> (Fabricius, 1792)					5/2

JAZVEC LESNÝ (*MELES MELES*) V NÁRODNOM PARKU POLONINY – SLOVENSKO (MINULOSŤ A SÚČASNOSŤ)

VLADIMÍR MACEJKA, JOZEF ŠTOFÍK

Eurasian badger (*Meles meles*) in the Poloniny National Park – Slovakia (past and present)

Abstract: The spatial distribution of setts of the Eurasian badger (*Meles meles*) and its activities were studied along the altitudinal gradient (250 – 1208 m a. s. l.) in central Europe – in the middle of the Carpathians. Badger hunting is allowed on the territory of Poloniny National Park, where 48 setts (32 microlocalities) were recorded. On the basis of these records it is suggested that:

- a rapid decline of badger population was recorded due to intensive destruction of badger setts for getting the animal fat in the past (1991 – 1993), but badger population is higher again in present,
- 80% of evaluated badger setts are situated in rocky and stony areas,
- badger setts are situated on steep slopes of south exposition,
- currently 69% of microlocalities are used for winter hibernation in the study area,
- badgers moderately prefer localities in higher altitudes for building and common use of setts and notably prefer localities with bigger distance from intensive human inhabited areas – villages and main roads.

Badger population increase can be presumed on the basis of data from hunting statistics (2005 – 2015) for whole Slovakia. However, badger population decrease was identified, on the basis of data from hunting statistics (2015 – 2017) in Poloniny National Park. Despite the absence of data about mortality and badger hunting harvest, by using data from hunting statistic and also data from realized monitoring, it is assessed that the density of local population is markedly lower (1,09–1,20 individuals per 10 km²) than on the regional level.

Key words: setts, hunting, anthropogenic impact, activity, Carpathians.

ÚVOD

Jazvec lesný (*Meles meles*) je autochtóнным členom našej fauny, ktorý sa vyskytuje naprieč celou Európou, pričom obýva rôzne oblasti: púštne, stepné, lesné, ako aj poľnohospodárske a vysoko urbanizované územia (KOWALCZYK et al. 2003b).

Je typickým nočným živočíchom (RODRÍGUEZ et al. 1996), ktorý deň prečkáva v brlohu a za potravou vychádza prevažne v noci (SAN et al. 2007, 2010). Vie sa pohybovať nehlučne, no vo väčšine prípadov sa jeho pohyb v brlohu, v lese alebo na poli dá počuť (McCLUNE et al. 2015). Výskumy preukázali, že jazvec nie je samotár, ale žije spoločensky (MYSLAJEK et al. 2012).

Jednotlivé domovské okrsky (teritória) sú priestorovo stabilné, no ich veľkosť sa v zimnom období výrazne zmenšuje (SAN et al. 2007). Veľkosť teritória v rurálnych a prímorských oblastiach je výrazne menšia (WOODROFFE & MACDONALD 1993; RODRÍGUEZ et al. 1996; KREBS et al. 1997; FRANTZ et al. 2010) ako v horských a kontinentálnych (Brøseth et al. 1997; KOWALCZYK et al. 2003; MYSLAJEK et al. 2016).

Jazvec je všežravec a zloženie jeho potravy sa mení podľa obdobia a dostupnosti potravy (CIAMPALINI & LOVARI 1985; ROSALINO et al. 2005; BALESTRIERI et al. 2005, 2009; MYSLAJEK et al. 2013, 2016). Pred zimným spánkom sa jeho hmotnosť až zdvojnásobí, no v regiónoch s teplým podnebím sa zmení len nepatrne (KOWALCZYK et al. 2003a). S obľubou požíra ovocie – slivky, jahody, černice, borievky, maliny, koreňky rastlín, obilie – jačmeň, ovos, kukuricu, žalude, požíra rôzne druhy hmyzu, dážďovky, drobné cicavce, vajíčka a mláďatá vtákov hniezdiacich na zemi a nepohrdne ani zdochlinami väčších zvierat (CIAMPALINI & LOVARI 1985; ROSALINO et al. 2005; MYSLAJEK et al. 2013, 2016). V noci prejde za potravou 5 i viac kilometrov, a to najmä koncom leta a v jeseni (RODRÍGUEZ et al. 1996; SAN et al. 2007). Vtedy sa jazvecom vo väčšej miere začína vytvárať pod kožou veľká vrstva tuku. Po vytvorení dostatočnej tukovej vrstvy, podobne ako medveď (SOMMER et al. 2016), od novembra do marca pretrvávajú v brlohu, v tzv. nepravom zimnom spánku (KOWALCZYK et al. 2003a).

Jazvec patrí v súčasnosti na Slovensku k poľovnej zveri, ktorú možno loviť od 1. septembra do 30. novembra (ANONYMUS 2013). S výnimkou ojedinelých prác (ŠTEFÁNIK 2007; KRŠKOVÁ & BALÁŽ 2009; SLAMKA 2016) sa na Slovensku aj v súčasnosti venuje tomuto tajuplnému živočíchovi málo pozornosti. Preto by bolo na škodu, keby údaje o jazvečích brlohoch a ich aktivite (MACEJKA 1991 – 1993) zapadli prachom času, prípadne ostali ležať v archíve. Cieľom príspevku bolo v nadväznosti na stav jazvecov na Slovensku zhrnúť súčasný stav poznania na území Národného parku (NP) Poloniny a verifikovať lokalizáciu známych brlohov, porovnať údaje o jazvečích brlohoch/lokalitách so súčasným stavom, analyzovať ich stav, aktivitu a umiestnenie vo vzťahu k vybraným antropogénnym faktorom.

ZÁUJMOVÉ ÚZEMIE

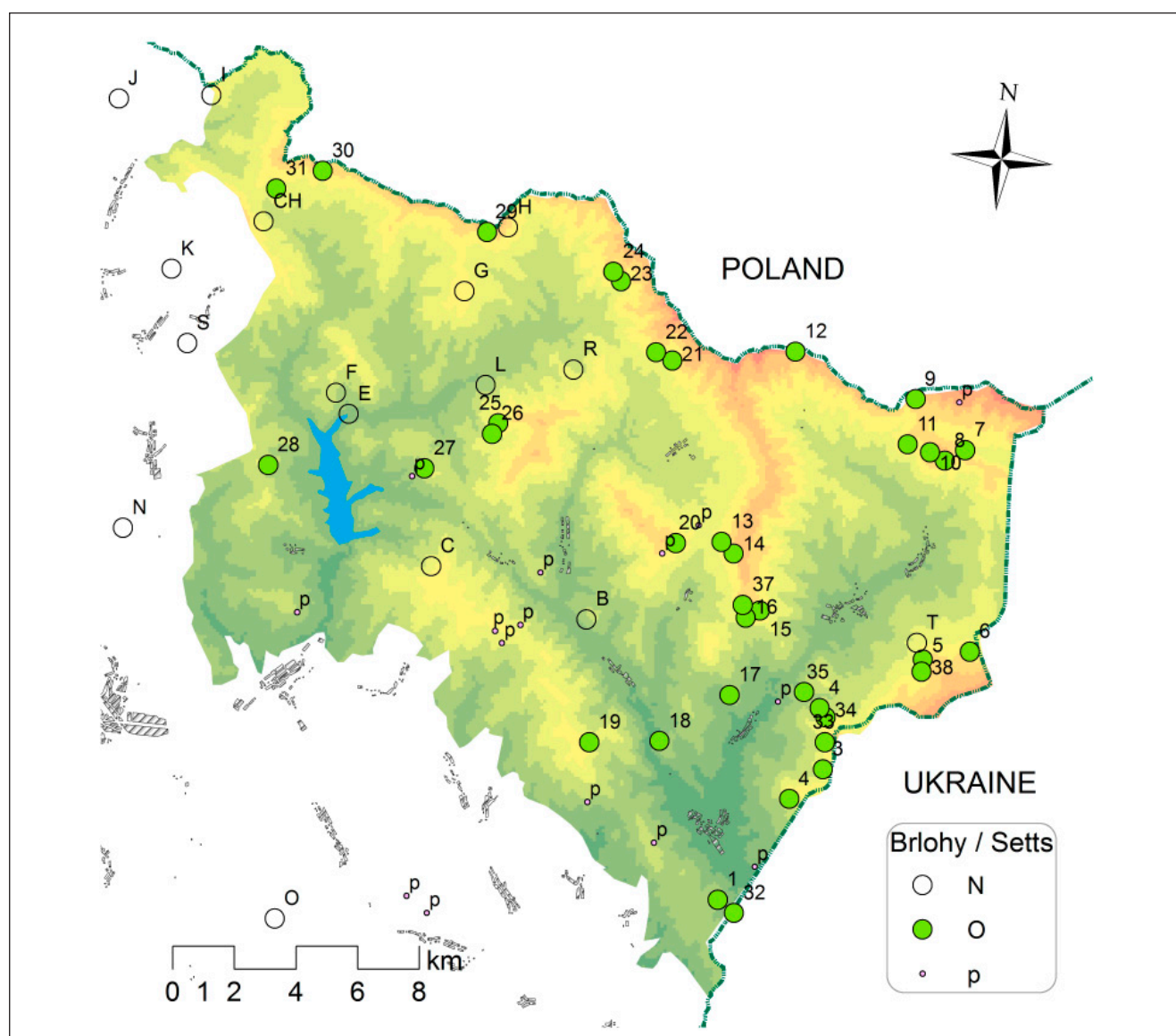
Hodnotené územie Národného parku Poloniny (obr. 1; 406 km²) sa nachádza na severovýchode Slovenska (48°55' – 49°12' N, 22°10' – 22°34' E) vo Východných Karpatoch. Územie je orientované prevažne na juhozápad s nadmorskou výškou od 250 do 1 208 m n. m. (priemerne 608 m n. m.) s prevahou reliéfu so sklonom 7° – 17° (ŠTOFÍK & SANIGA 2012).

Podľa Štatistického úradu Slovenskej republiky žilo v roku 2010 v oblasti NP približne 60 obyvateľov na 1 km² (ŠTOFÍK et al. 2013), pričom trvalé osídlenie je situované do 600 m n. m.

Dominantným prvkom krajiny štruktúry je les (86 %), lúky a pasienky (9 %), polia (2 %) a ostatné krajinné prvky zaberali len minimálnu výmeru (OLAH et al. 2006). Listnaté stromy pokrývajú 89 % plochy lesa s dominantnou drevinou buk lesný *Fagus sylvatica* (65 %).

Vo vyšších polohách tvorí prímies jedľa biela *Abies alba* (2 %), nepôvodné dreviny, ako smrek obyčajný *Picea abies* (4 %), smrekovec opadavý *Larix decidua* (4 %), a v nižších polohách prechádza do porastov s hrabom obyčajným *Carpinus betulus* (4 %), jelšou sivou *Alnus incana* (4 %) a dubom *Quercus* spp. (3 %).

V rokoch 2007 – 2013 na zrážkomernej stanici v Runine (555 m n. m.) v hodnotenej oblasti trvala snehová pokrývka (+1 cm) 75 dní (57 – 93, 95 % CI – Confidence interval / Interval spoľahlivosti). Snehová pokrývka v hrebeňových polohách trvá aj vyše 120 dní (ŠTASTNÝ 1988). Hodnotené územie sa nachádza v oblasti s priemernou ročnou teplotou 4 – 8 °C.



Obr. 1. Prvotné výskytové údaje (1991 – 1993) o umiestnení brlohov jazveca v oblasti Národného parku Poloniny.
(N – neoverené, O – overené, p – prechodné)

Fig. 1. Previous data (1991 – 1993) on localisation of badger setts in study area of Poloniny National Park.
(N – not verified, O – verified, p – temporary setts)

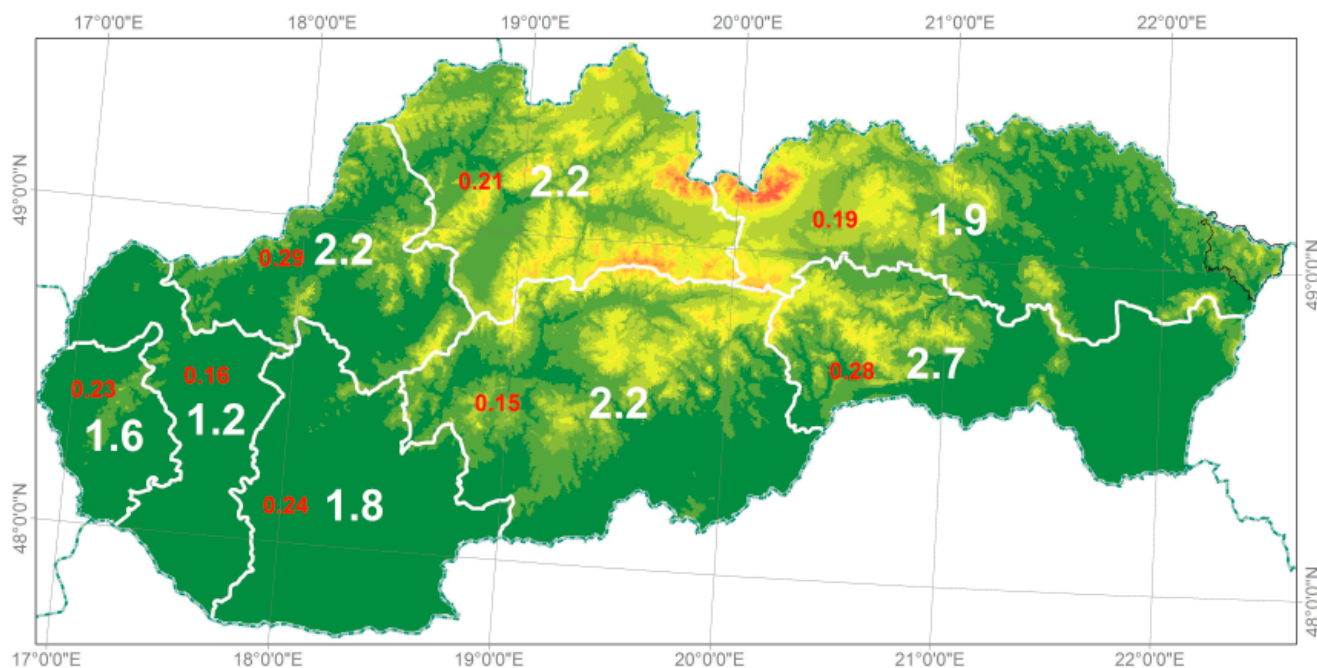
MATERIÁL A METÓDY

Poľovnícka štatistika

Spravodajská povinnosť vyhodnocovať ročné výkazy o jarných kmeňových stavoch zveri – JKS (k 31. marcu) vyplýva zo Zákona o štátnej štatistike (ANONYMUS 2001).

V rámci širšieho územia sme vyhodnocovali údaje o JKS, love, odchYTE a úhyne jazvecov na Slovensku (44 273 km²) v jednotlivých krajocho (BUČKO et al. 2006 – 2011; NLC 2012 – 2015) a vypočítali sme priemernú hustotu z JKS a z lovu jazvecov v jednotlivých krajocho (obr. 2).

V rámci užšieho územia (NP) sme na základe údajov z JKS (2015 – 2017, Zdroj: Pozemkový a lesný odbor Okresného úradu v Snine) z poľovných revírov – PR (ktorých majoritná časť sa nachádza v NP) vypočítali priemernú hustotu populácie jazvecov.



Obr. 2. Hustota populácie (biele 2008 – 2015; $n = 8$) a lov (červené 2006 – 2015; $n = 10$) jazvecov na Slovensku (jarné kmeňové stavy) v rámci krajov (počet na 10 km²)

Fig. 2. Population density of badgers (white 2008 – 2015; $n = 8$) and badger hunting harvest (red 2006–2015; $n = 10$) (data from sprig game stock) in particular Self-Governing Regions of Slovakia (number per 10 km²)

Historické údaje

Predkladaná práca sa opiera o historické údaje o distribúcii brlohov a lokalít (obr. 1) z monitoringu jazvecov (MACEJKA 1991 – 1993), ktoré sme vizuálnou interpretáciou vektorizovali v GIS (ŠTOFÍK et al. 2013). Porovnaním historických dát so súčasným stavom sme na báze lokalít identifikovaných v minulosti analyzovali zmeny v aktivite jazvecov a intenzite antropogénnych zásahov do lokalít (napr. odkopávanie brlohov, posed k lovu v blízkosti brlohu a pod.).

Súčasný údaje

Prezenciu a aktivitu jazvecov sme identifikovali na základe vizuálneho zhodnotenia brlohov: čistenie brloha (keď si mení alebo dopĺňa vystlanie kotla, pri rozširovaní brloha vyhrabávaním zeminy), nálezov trusu a stratenej typickej srsti uchytenej na vstupoch (MACEJKA & ŠTOFÍK 2017).

1. GPS prístrojom (Garmin eTrex Vista H) v súradnicovom systéme WGS 84 ($\pm 5 - 20$ m) boli v jarnom období (2015 – 2017) lokalizované brlohy jazvecov. Pri lokalizovaní sme zaznamenávali: expozíciu (v 9 kategóriách: S, SV, V, JV, J, JZ, Z, SZ a 0), nadmorskú výšku (m n. m.), sklon (v 7 kategóriách: do 1°, 1° – 3°, 3° – 7°, 7° – 12°, 12° – 17°, 17° – 25° a 25° – 90°), prezenciu (aktívny/neaktívny), počet vchodov do brlohu, umiestnenie, vzdialenosť od lúky/zvážnice (do 10 m, 10 – 50 m; 50 – 100 m; 100 – 150 m; 150 – 200 m, 200 – 250 m, 250 – 300 m a viac ako 300 m) a antropogénne zásahy do brlohu (odkopávanie jazvecov a pod.).
2. V GIS programe Grass 6.1 na podklade vrstvy vrstevníc z SVM 50 (podklad Základné mapy Slovenskej republiky,

M 1 : 50 000) sme vytvorili digitálny model terénu územia (raster 100 m x 100 m) a z neho vrstvu hypsometrických stupňov po 100 m (ŠTOFÍK & SANIGA 2012).

3. V nadväznosti na údaje o jazvečích brlohoch a lokalitách (MACEJKA 1991 – 1993) sme v GIS prostredníctvom buffer zón – BZ 1 km (3,14 km²) a BZ 2 km (12,56 km²), vizualizovali predpokladané lokality jazvecov (MACEJKA 1991 – 1993), a vyhodnotili zmeny v aktivite v závislosti od antropogénnych zásahov do týchto lokalít.
4. Z jazvečích brlohov, ktoré sa nachádzali neďaleko seba (do 200 m), sme pre súčasný stav vytvorili mikrolokality, na ktorých sme v jarnom období vyhodnotili aktivitu (MACEJKA & ŠTOFÍK 2017). Ako aktívne sme vyhodnotili tie mikrolokality, na ktorých sme aspoň v jednom brlohu na základe čistenia a vyhrabávania zeminy predpokladali zimovanie.
5. Keďže na disperziu údajov vplyva aj priestor hodnotenia (SWENSON et al. 1998; JERINA & ADAMIČ 2008), pri analýze vybraných údajov sme využili triedy priestorových kategórií hodnoteného územia – spatial classes / SC (Mattson et al. 1987).
 - a) Pre NP (obr. 2) sme v GIS (ŠTOFÍK & SANIGA 2012) lokalizovali jednotlivé SC: hypsometrických stupňov – HS (300 pre 250 – 350 m n. m.; 400 pre 350 – 450 m n. m. ... 1200 pre 1150 – 1250 m n. m.), buffer zón od obývaných obcí – BO (1 pre 0 – 1 km; 2 pre 1 – 2 km ... 8 pre 7 – 8 km) a buffer zón od hlavných ciest – BC (1 pre 0 – 1 km; 2 pre 1 – 2 km ... 8 pre 7 – 8 km). Následne sme vyhodnotili relatívne hodnoty priestorových kategórií – % SC (HS, BO a BC) pre hodnotené územie – NP.
 - b) Metódou superpozície (OLAH et al. 2006) sme pre jednotlivé mikrolokality vyhodnotili prezenciu v SC (bod 5a) a následne relatívne rozloženie aktívnych, neaktívnych a všetkých mikrolokalít (bod 4) v rámci NP (% F).
 - c) Porovnaním relatívnych hodnôt mikrolokalít (% F) s relatívnymi hodnotami priestorových tried (% SC) sme hodnotené údaje štandardizovali pre hodnotené územie (NP) a následne za pomoci lineárnych trendov sme vyhodnotili preferované oblasti (P).

$$P_{(1-n)} = \frac{\%F_{(1-n)}}{\%SC_{(1-n)}}$$

VÝSLEDKY

Slovensko – poľovnícka štatistika

Podľa údajov o JKS zo širšieho územia Slovenska z rokov 2008 – 2015 patrí hodnotené územie (obr. 1) do oblasti so strednou hustotou populácie jazveca – 1,9 jazveca na 10 km² (Prešovský kraj, obr. 2). Podľa JKS (BUČKO et al. 2006 – 2011; NLC 2012 – 2015) vypadlo medzi rokmi 2005 – 2015 (obr. 3) z populácie slovenských jazvecov odstrelom 10 099 jedincov (priemerne 918, ±184; 0,21/10 km²) a celkovo (lovom, odchytom a úhynom) vypadlo v rokoch 2008 – 2015 priemerne 1 079 jedincov za rok (±186; 0,24/10 km²). Podľa údajov zo sčítania zveri – JKS dochádza k výraznému medziročnému nárastu: veľkosti populácie (priemerne 8 %, ±6 %), odstrelu (priemerne 7 %, ±19 %) a taktiež aj k nárastu celkového výpadku (priemerne 9 %, ±14 %).

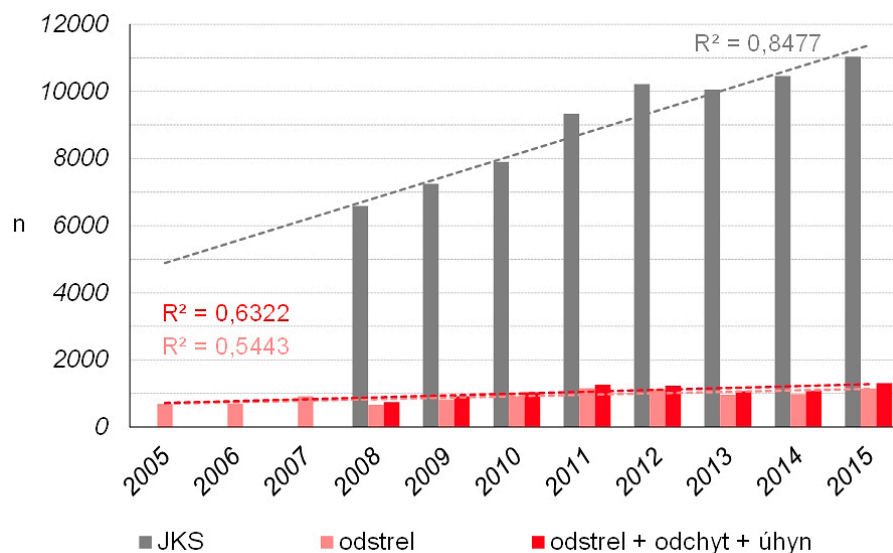
Národný park Poloniny – poľovnícka štatistika

V rámci užšieho územia v poľovních revíroch (PR), ktorých majoritná časť patrí do hodnoteného územia (n = 13; 379 km² = 93 % územia NP) a v ktorých boli v rokoch 2015 – 2017 lokalizované jazvečie brlohy (obr. 5), bol hlásený pokles stavov z 1,26 jedinca na 10 km² v roku 2015 (prezencia v PR = 69 %), k 1,19 jedinca na 10 km² v roku 2016 (prezencia v PR = 72 %), až na 0,82 jedinca na 10 km² v roku 2017 (prezencia v PR = 62 %). Priemerná hustota jazvecov v NP (2015 – 2017) bola 1,09 jedincov na 10 km² (n = 13; prezencia v PR = 92 %), pričom v hodnotenom území (PR) neboli hlásené (JKS 2015 – 2017) žiadne odstrel, ani úhyny.

Brlohy

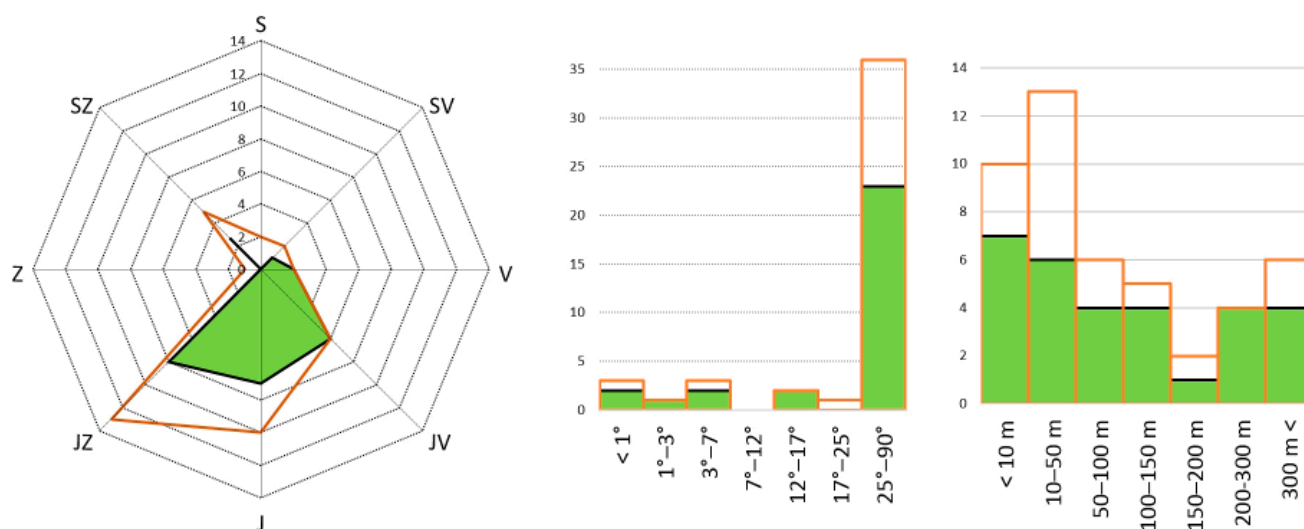
V hodnotenom území (obr. 1) sme zo 48 lokalizovaných brlohov do analýz zahrnuli 46 (10 nových). Z analyzovaných brlohov bolo pod skalami umiestnených 14 brlohov (aktívnych 8), pod balvanmi 23 (aktívnych 15), v zosuvových oblastiach 3 (aktívne 3), v rekultivačných valoch 4 (aktívne 3), v pivnici vysťahovanej obce – Smolník 1 (aktívny 1) a vo vojenskom zákope 1 (aktívnych 0).

Hodnotené brlohy sa nachádzali prevažne na južných expozíciách, aj keď 5 brlohov (aktívne 4) sa nachádzalo viac-menej na rovine. Priemerná nadmorská výška aktívnych hodnotených brlohov je 637 m n. m. (570 – 740 m n. m., CI 95 %), priemerný sklon je 39° (31° – 48°, CI 95 %) a vzdialenosť k najbližšej lúke/zvážnici je 99 m (59 – 139 m, CI 95 %). Pri aktívnych brlohoch jazvece využívali priemerne 5,1 (4,0 – 6,2, CI 95 %) vstupov (aj s vetracím otvorom).



Obr. 3. Jazvec lesný (*Meles meles*) na Slovensku (2005 - 2015) - jarne kmeňové stavy

Fig. 3. Badger (*Meles meles*) in Slovakia (2005 - 2015) - spring game stock. (grey - spring game stock; pink - hunting; red - hunting + badger capture + other mortality)



Obr. 4. Umiestnenie jazvečích brlohov v NP Poloniny (2015 - 2017) v závislosti od expozície, sklonu a vzdialenosti od lúky/zvážnice (hnedé - všetky hodnotené brlohy; zelené - aktívne brlohy)

Fig. 4. Localisation of badger setts in Poloniny NP (2015 - 2017) depending on exposition, inclination of slope and distance from meadow/forest roads (brown - all evaluated setts; green - active setts)

Lokality

Porovnaním 19 starších lokalít (MACEJKA 1991 - 1993) so súčasnými údajmi (r. 2015 - 2017) bola aktivita jazveca potvrdená na 15 lokalitách, pričom čiastočne nepreverené ostali 4 lokality (aktivita 79 %). Ak by sme predpokladali, že hodnotené lokality nadhodnocujú stavy jazvecov, s využitím väčších BZ 2 km by sme ich aktivitu mohli odhadovať na 85 % (obr. 5).

Mikrolokality

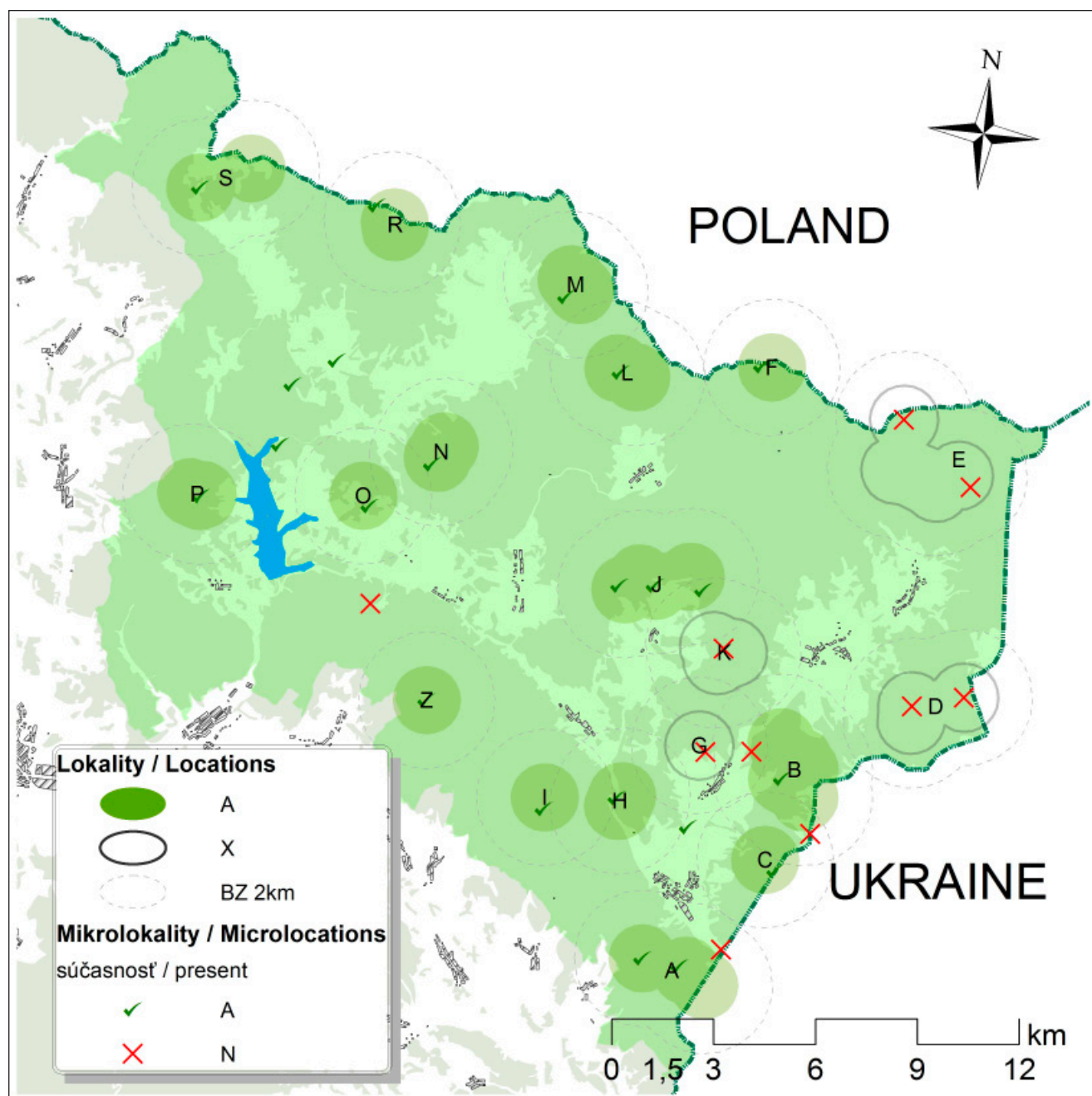
Veľkú časť hodnotených jazvečích brlohov tvorili viacnásobné brlohy, situované neďaleko seba (aktívne, neaktívne aj mix). Ich zlúčením sme vytvorili 32 mikrolokalít jazvečích populácií (obr. 5), v rámci ktorých sme na 22 (69 %) vyhodnotili jarnú aktivitu (zimovanie jazvecov).

Pri vyhodnocovaní priestorového rozloženia mikrolokalít v NP (obr. 5) sme v rámci štandardizovaných hodnotených

priestorových kategórií zistili, že jazvece pri vyhľadávaní miest k brloženiu mierne preferujú vyššie položené oblasti a výraznejšie (hlavne pri aktívnych brlohoch) preferujú mikrolokality vzdialenejšie od obcí a ciest (obr. 6).

Aktívne mikrolokality boli vzdialenejšie od hlavných ciest (priemerne 3 136 m; 2 435 – 3 838 m, CI 95 %) ako neaktívne (priemerne 2 500 m; 1 657 – 3 343 m, CI 95 %) a obdobne aktívne mikrolokality boli vzdialenejšie aj od obcí (priemerne 3 319 m; 2 656 – 3 980 m, CI 95 %) ako neaktívne (priemerne 2 200 m; 1 461 – 2 939 m, CI 95 %). V závislosti od nadmorskej výšky boli aktívne mikrolokality situované v nižších nadmorských výškach (priemerne 655 m n. m.; 562 – 747 m n. m., CI 95 %), ako neaktívne (priemerne 690 m n. m.; 537 – 842 m n. m., CI 95 %).

Ak by sme predpokladali, že v hodnotenom území je obdobná obsadenosť mikrolokalít (na ktorých bolo potvrdené zimovanie) ako v blízkej oblasti (MYSLAJEK et al. 2012), na základe súčasného poznania by sme mohli odhadovať stav jazvecov na 1,2 jedinca na 10 km².



Obr. 5. Rozloženie lokalít a mikrolokalít brlohov jazvecov v Národnom parku Poloniny. (A - aktívny; N - neaktívny; X - nehodnotený; BZ 2 km - buffer zóna 2 km od lokalít)

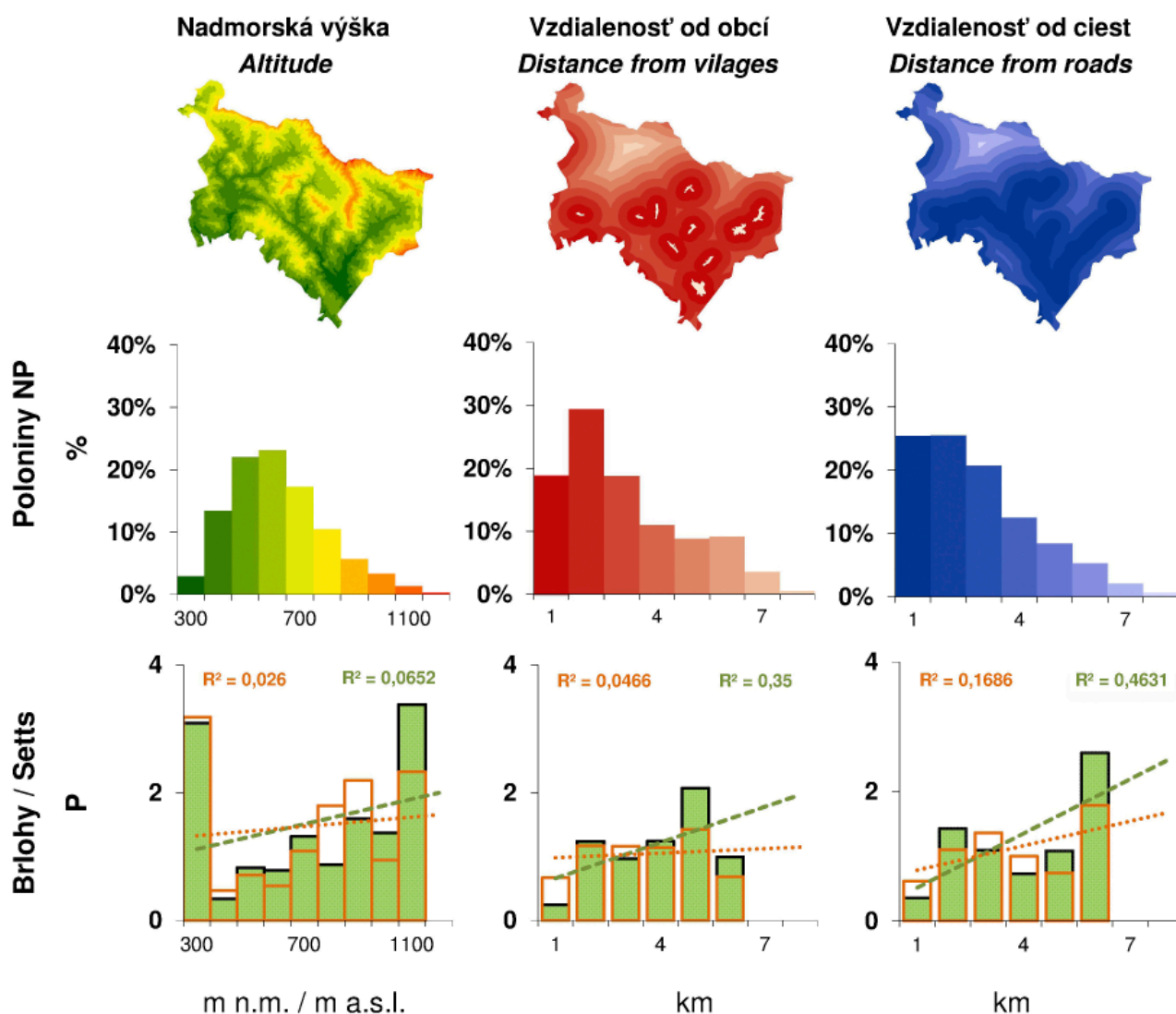
Fig. 5. Distribution of localities and microlocalities of badger setts in Poloniny National Park. (A - active; N - abandoned; X - not evaluated; BZ - 2 km buffer zone from localities)

Zmeny v obsadenosti lokalít

Vplyvom odkopávania jazvečích brlohov v minulosti (medzi rokmi 1991 – 1993) bol zistený výrazný pokles v obsadenosti hodnotených lokalít a pravdepodobne s tým súvisiace znižovanie odkopávania (obr. 7). V súčasnosti sme neidentifikovali brloh, na ktorom by sa aktívne praktizovalo odkopávanie, ale aktivita niektorých brlohov (mikrolokalít/lokalít) môže byť ovplyvnená aj lovom (napr. G – umiestnený posed k lovu nad brlohom, K – blízkosť intenzívne využívanej poľovníckej chaty atď.).

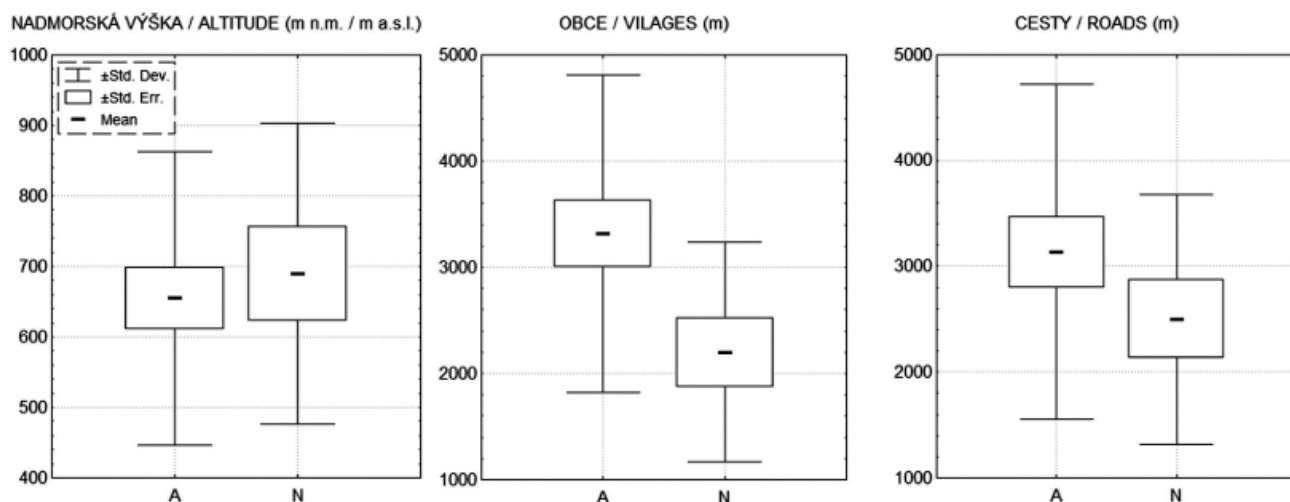
DISKUSIA

Napriek tomu, že nie je možné exaktne určiť rozsah chýb (ŠTOFÍK & BUČKO 2017) z poľovníckej štatistiky (BUČKO et al. 2006 – 2011; NLC 2012 – 2015), priestorové a relatívne hodnoty týchto záznamov sa priebežne využívajú (napr. KOREŇ et al. 2011; ŠTOFÍK et al. 2013, 2015). Obdobne aj údaje o love nemusia odrážať skutočný úbytok, no aj tieto dáta sa využívajú pri plánovaní a vyhodnocovaní manažmentu (HELL et al. 1983; BUČKO et al. 2006 – 2011; ŠTOFÍK et al. 2013; NLC 2012 – 2015), analýze populácií (KOJOLA & LAITALA 2000), ekológie (SWENSON et al. 1998), ale aj správania (SWENSON 1999). Aj keď možno



Obr. 6. Preferencia (P) umiestnenia jazvečích mikrolokalít (hnedé – všetky hodnotené mikrolokality, $n = 32$; zelené – aktívne mikrolokality, $n = 22$) v závislosti od hodnotených priestorových kategórií Národného parku Poloniny (trendové spojnice – lineárne z nenulových hodnôt)

Fig. 6. Preference (P) of localisation of badger microlocalities (brown – all evaluated microlocalities, $n = 32$; green – active microlocalities, $n = 22$) depending on evaluated spatial categories of Poloniny National Park (tendency connecting line – linear from non-null numerical values)



Obr. 7. Stav mikrolokalít jazvecov v závislosti od vybraných kategórií Národného parku Poloniny.

(A - aktívne, n = 22; N - neaktívne, n = 10)

Fig. 7. State of the badger microlocalities depending on chosen categories of Poloniny National Park.

(A - active, n = 22; N - abandoned, n = 10)

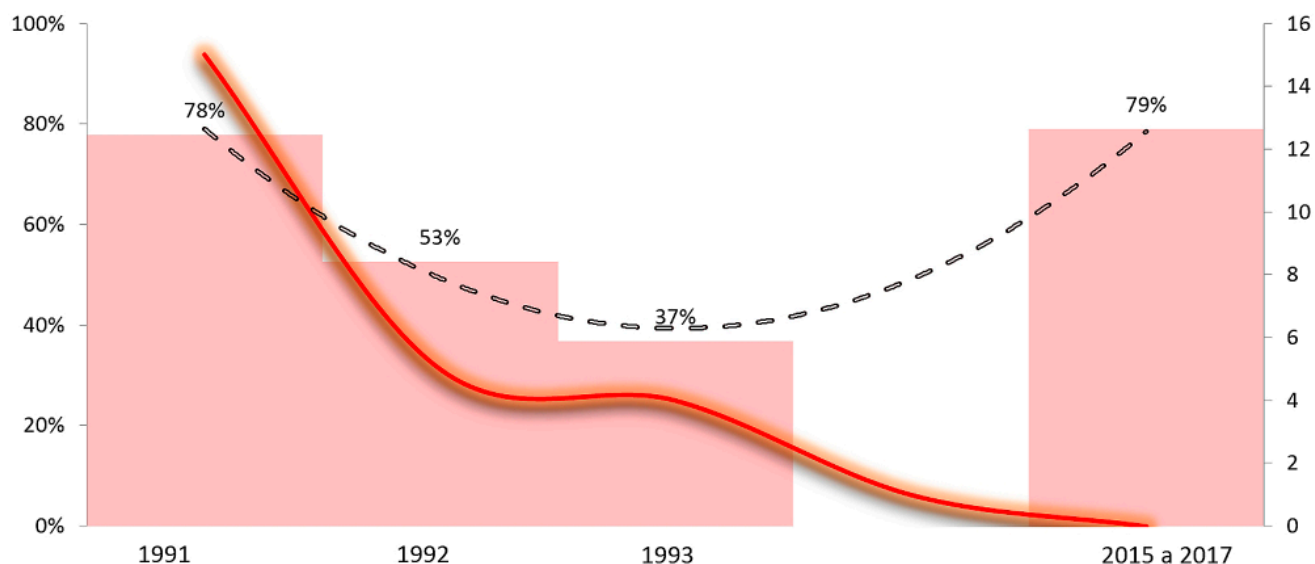
predpokladať, že údaje poľovníckej štatistiky o love, úhynoch a stavoch (obr. 3) nemusia úplne presne odrážať skutočné stavy, z dlhodobého hľadiska trendy spracovávaných údajov získaných jednotnou metodikou (BUČKO et al. 2006 – 2011; NLC 2012 – 2015) môžu naznačovať zmeny v populáciách. Je zaujímavé, že porovnávaním hustoty jazvecov hodnotených mikrolokalít (obr. 5) s dátami z poľovníckej štatistiky (JKS v NP) sme v súčasnosti (2015 – 2017) dospeli k podobným výsledkom.

Vo všeobecnosti sú v horských oblastiach kontinentálnej klímy brlohy jazvecov, podobne ako v hodnotenom území (obr. 4), budované prevažne na južných expozíciách (MYSLAJEK et al. 2016), čo je obdobné ako bolo v NP pozorované u medveďov (ŠTOFIK & SANIGA 2012). V prímorských oblastiach však jazvece preferujú severnejšie orientované lokality (VIRGOŠ & CASANOVAS 1999; MACDONALD et al. 2004), ktoré sa nachádzajú v oblastiach vlhšej/prímorskej klímy, ktorá pravdepodobne významnejšie vplyva na výber lokality než typ habitatu (VIRGOŠ & CASANOVAS 1999). Môžeme teda predpokladať, že získavané údaje je potrebné vyhodnocovať aj vo vzťahu k prostrediu, z ktorého pochádzajú (obr. 6), čím sa dá regulovať (Metodika, bod 5) rôznorodosť podmienok prostredia. Preferencia rozmiestnenia lokalít jazvečích brlohov naznačuje, že popri habitatových podmienkach (výrazná preferencia skalnatých a južne situovaných oblastí) aj antropogénne faktory (obr. 6, 7 a 8) ovplyvňujú výber a obsadenosť brlohov (mikrolokalít).

Výber lokalít brlohov na strmších sklonoch (obr. 4), v skalnatých oblastiach vzdialenejších od ciest a obcí (obr. 6) je pravdepodobne adaptáciou na prenasledovanie (obr. 8). Na druhej strane nedostupnosť lokalít pri ich dlhodobom využívaní nie je výraznou prekážkou pre človeka (lovca), ba pri stabilnom obsadzovaní lokalít (obr. 5) ide o nevýhodu, keďže v súvislosti s benefitmi pre lovcov (cca 5 eur za 1 dl jazvečej masti) je relatívne výhodné ich vyhľadávať (obr. 1 a 8; MACEJKA & ŠTOFIK 2017). Aj preferencia oblastí vzdialenejších od ciest a obcí (obr. 6) k zimovaniu a neobsadenosť mikrolokalít situovaných v blízkosti ciest a obydli (obr. 7) naznačujú intenzívnejšie prenasledovanie jazvecov súvisiace s lokalizáciou brlohov.

V Európe sa veľkosť teritória jazveca líši v závislosti od zdrojov potravy, charakteru lokality, pohlavia, veku jedinca, skupiny a od metódy vyhodnocovania: Veľká Británia – 0,3 km² (MACDONALD et al. 2004), Luxembursko – 0,4 až 1,7 km² (FRANTZ et al. 2010), Švajčiarsko – 0,57 až 3,74 km² (SAN et al. 2007), Španielsko – 0,15 až 0,99 km² (RODRÍGUEZ et al. 1996), Fínsko – 1,3 až 9,5 km² (KAUHALA & HOLMALA 2011), Írsko – 0,2 až 3,4 km² (BYRNE et al. 2012), Poľsko – 5,42 km² (MYSLAJEK et al. 2012) a 9,3 km² (KOWALCZYK et al. 2003). No dá sa predpokladať, že teritórium v rurálnych, prímorských a vlhších oblastiach je menšie (WOODROFFE & MACDONALD 1993; RODRÍGUEZ et al. 1996; KREBS et al. 1997; FRANTZ et al. 2010) ako v horských, kontinentálnych a chladnejších oblastiach (BRØSETH et al. 1997; KOWALCZYK et al. 2003; MYSLAJEK et al. 2016). Aj keď nemôžeme exaktne vymedziť hranice využívaných teritórií (lokalizovali sme ich len na základe priamych a dlhodobých pozorovaní), v súčasnosti v rámci hodnotených brlohov v NP Poloniny (obr. 1 a 5) je zrejmy opätovný nárast stavov jazvecov (obr. 8). Obdobne z dlhodobých pozorovaní (1946 – 1999) sa vychádzalo aj pri vyhodnocovaní populácie v Białowieži (KOWALCZYK et al. 2000).

Zvýšená starostlivosť o jazvece a ich ochrana v predchádzajúcom období (1991 – 1993) nepriniesla zvýšenie, ale naopak zníženie ich aktivity (tým predpokladáme aj stavov) v hodnotenom území (obr. 8). Na druhej strane došlo k zníženiu odkopávania jazvečích brlohov, čo ale pravdepodobne súviselo so znížením stavov jazvecov. Nepredpokladáme, že ide o náhodný fenomén, nakoľko k podobnému výraznému zvýšeniu lovu a k následnému prepadu početnosti (pravdepodobne z dôvodu prekročenia únosnej miery lovu) došlo v tom istom období (obr. 8) na Slovensku aj u raticovej zveri, medveďov a vlkov (ŠTOFIK et al. 2013; ŠTOFIK 2016; ŠTOFIK & BUČKO 2017).



Obr. 8. Zmeny v prezencii jazvecov (%) - ružové) a v odkopávaní brlohov jazvecov (n - červená čiara) na lokalitách Národného parku Poloniny (n = 19)

Fig. 8. Changes in badger presence (%) - pink) and digging out of badger setts (n - red line) in localities of Poloniny National Park (n = 19)

V súčasnosti sme nezistili odkopávanie jazvečích brlohov (podľa zákona č. 274/2009 Z. z. o poľovníctve ide o nesprávny spôsob lovu), no v oblasti novoobjavených jaskýň (DUCAR & HOLÚBEK 2004), ktoré sa nachádzali v oblasti bývalých jazvečích brlohov, aj napriek predpokladu že ide o nezničiteľnú lokalitu (MACEJKA 1991 – 1993), sme v súčasnosti nezistili aktivitu jazvecov.

Vo všeobecnosti môžeme len predpokladať, že pozitívny vplyv na súčasný stav populácie jazvecov v NP má zvýšený prísun vhodnej potravy do územia (ŠTOFÍK & MERGANIČ 2013), spolu s výrazným klesajúcim demografickým trendom obyvateľstva (ŠTOFÍK 2012), a tým aj znížením pravdepodobnosti prenasledovania tohto druhu (obr. 5 a 8).

No na Slovensku sa šíri ďalšia hrozba – psík medvedíkovitý *Nyctereutes procyonoides* (BUČKO et al. 2006 – 2011; NLC 2012 – 2015), ktorý bol zaradený medzi invázne druhy (ANONYMUS 2003) a u ktorého sa predpokladá výrazný vplyv na stavy jazvecov (ROTENKO & SIDOROVICH 2017).

ZÁVER

Na základe jarných kmeňových stavov (JKS) môžeme predpokladať, že v súčasnosti na Slovensku dochádza k nárastu stavov jazvecov. Na druhej strane údaje o jazvecoch v Národnom parku Poloniny, či už z poľovníckej štatistiky, alebo z našich neukončených výskumov naznačujú výrazne nižšie stavy, ako udávajú JKS za Prešovský kraj a aj za Slovensko. Nepredpokladáme, že dáta z JKS, ale aj z monitoringu (môžeme predpokladať že nepoznáme všetky brlohy jazvecov) vyhodnocujú exaktne stav populácie, no odrážajú súčasný stav poznania, ktorý by bolo vhodné prehĺbovať a rozširovať (napr. KOWALCZYK et al. 2000, 2003a, 2003b).

Pre lepšie poznanie jazvecov by bolo dobré zvýšiť intenzitu monitoringu hodnoteného územia a za pomoci genetických analýz, telemetrie, prípadne fotopascí sa pokúsiť presnejšie verifikovať stavy, správanie, ekológiu atď. Pri DNA analýzach (napr. STRAKA et al. 2012) by napríklad bolo možné využiť aj zdroje získané neinvazívnymi metódami (PAULE et al. 2013), akými sú napr. zber stratenej srsti pri vstupoch do brlohov a prípadne aj trusu.

V predkladanej práci sme sa zamerali aj na štúdium priestorovej distribúcie brlohov/lokalít/mikrolokalít jazveca lesného (*Meles meles*) na území Národného parku Poloniny. V minulosti vplyvom odkopávania jazvečích brlohov došlo k rapidnému zníženiu prezencie jazvecov na hodnotených lokalitách, ale v súčasnosti je obsadenosť opäť vyššia. Aktívne brlohy sú lokalizované na južne exponovaných, strmších svahoch, v nižších oblastiach, v blízkosti lúk/zvážnic, na lokalitách vzdialenejších od hlavných ciest a obcí. Aj štandardizáciou vybraných priestorových kategórií (nadmorská výška, vzdialenosť od hlavných ciest a obcí) pri výbere oblastí k zimovaniu a ich obsadzovaní jazvecom môžeme predpokladať výraznejšie preferovanie oblastí, vzdialenejších od obcí a hlavných ciest.

Vzhľadom na výsledky prieskumu o stave osídlenia jednotlivých lokalít môžeme predpokladať, že redukcia odkopávania brlohov, zvýšené prikrмлиovanie a negatívny demografický trend obyvateľstva môžu mať pozitívny vplyv na jazvece v NP.

V súvislosti so starostlivosťou o NP navrhujeme zahrnúť do exaktného výskumu aj stavovce, na ktoré sa v rámci odborných inštitúcií (BEZÁK et al. 2016), ako aj odbornej organizácie ochrany prírody (ANONYMUS 2016) dlhodobo zabúda. Napriek vynaloženému enormnému úsiliu pri zbere údajov o stavovcoch dochádza v súčasnosti k neukončovaniu plánovaných prác (napr. ŠTOFÍK & BARTUŠOVÁ 2016), prípadne k rozvlácnému získavaniu údajov (napr. táto práca – roky 2015 a 2017). Tieto faktory v krátkodobom horizonte zapríčiňujú znehodnocovanie kvality výstupov (napr. KORŇAN 2015), no v dlhodobom horizonte môžu viesť k zníženiu kredibility Štátnej ochrany prírody Slovenskej republiky – odbornej organizácie ochrany prírody.

Vzhľadom na nedostatky v poznatkoch o ekológii, správaní a stavoch jazvecov by sme v procese tvorby poľovníckej legislatívy uvítali prekategorizovanie spôsobu lovu brlohárenie (odkopávanie jazvečích brlohov) z nesprávneho spôsobu (ANONYMUS 2009; § 65 ods. 3 písm. f) Zákona č. 274/2009 Z. z. o poľovníctve) na zakázaný spôsob (§ 65 ods. 2 Zákona č. 274/2009 Z. z.). Ide o spôsob, ktorý sa v súčasnosti takmer nevyužíva (obr. 8) a podľa našej mienky je nehumánný. Keďže hodnotené územie je (v zmysle ANONYMUS 2002) národným parkom, odporúčame v chránených územiach zamerať sa popri „starostlivosti“ o spravované územie (ANONYMUS 2016) aj na reálne usmerňovanie (odborné riadenie) poľovného manažmentu (invazívneho aj neinvazívneho), čo vyplýva aj z legislatívy (ANONYMUS 2002), podľa ktorej by na týchto územiach mala byť ochrana prírody nadradená nad ostatné činnosti.

Podakovanie

Autori ďakujú Ing. Tomášovi Didirkovi, Mgr. Ivete Buraľovej a Ing. Milanovi Pirošovi za informácie o oblastiach nových jazvečích brlohov a Mgr. Zuzane Bartušovej aj za pomoc s prekladom do anglického jazyka. Ďakujeme aj pracovníčke Pozemkového a lesného odboru Okresného úradu v Snine Ing. Darine Karaščákovej za možnosť nahliadnuť do údajov z jarného sčítavania zveri. Taktiež ďakujeme Štátnej ochrane prírody SR za možnosť využívať poskytnuté GIS vrstvy a RNDr. Jánovi Kadlečíkovi za cenné pripomienky k predkladanému textu.

LITERATÚRA

- ANONYMUS 2001: Zákon NR SR č. 540/2001 Z. z. o štátnej štatistike v znení neskorších predpisov.
- ANONYMUS 2002: Zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. z 25. júna 2002 o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov.
- ANONYMUS 2003: Vyhláška č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny.
- ANONYMUS 2009: Zákon NR SR č. 274/2009 Z. z. o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.
- ANONYMUS 2013: Vyhláška č. 489/2013 Z. z. ktorou sa vykonáva Zákon NR SR č. 274/2009 Z. z. o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.
- ANONYMUS 2016: Manažmentový plán Národného parku Poloniny. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky – Správa Národného parku Poloniny, Banská Bystrica, 88 pp.
- https://www.google.sk/search?q=Mana%C5%BEmentov%C3%BD+pl%C3%A1n+N%C3%A1rodn%C3%A9ho+parku+Poloniny.+&ie=utf-8&oe=utf-8&client=firefox-b&gfe_rd=cr&ei=KY53WN2_KuHf8gerkbrQDw#
- BALESTRIERI, A., REMONTI, L. & PRIGIONI, C. 2005: Diet of the Eurasian badger (*Meles meles*) in an agricultural riverine habitat (NW Italy). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 15(2): 3–12.
- BALESTRIERI, A., REMONTI, L. & PRIGIONI, C. 2009: Exploitation of food resources by the Eurasian badger (*Meles meles*) at the altitudinal limit of its Alpine range (NW Italy). *Zoological science* 26(12): 821–827.
- BEZÁK, P., HALADA, L., GAJDOŠ, P., DAVID, S., ŽILA, P., MOJSES, M., BOLTÍŽIAR, M. & PETROVIČ, F. 2016: The Long-Term Socioecological Research of Landscape and Biodiversity Changes in the Mountain Area of the Poloniny National Park in Context of Global Changes. *Životné prostredie* 50(2): 90–96.
- BRØSETH, H., KNUTSEN, B. & BEVANGER, K. 1997: Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: Effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62: 12–22.
- BUČKO, J., ČEPČEKOVÁ, I., ŠTEFANČIKOVÁ, E. & LEHOCKÁ, K. 2006: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2006. NLC, Zvolen, 135 pp.
- BUČKO, J., ČEPČEKOVÁ, I., ŠTEFANČIKOVÁ, E. & LEHOCKÁ, K. 2007: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2007. NLC, Zvolen, 148 pp.
- BUČKO, J., CIBULA, R., SALANCI, J., PÓBIŠ, I., FERTÁLOVÁ, M., ŠTEFANČIKOVÁ, E. & PEKNUŠIAKOVÁ, Z. 2008: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2008. NLC, Zvolen, 183 pp.
- BUČKO, J., CIBULA, R., LEHOCKÁ, K., MIKOVÁ, A., PEKNUŠIAKOVÁ, Z., ŠTEFANČIKOVÁ, E. & ZIMOVÁ, L. 2009: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2009. NLC, Zvolen, 183 pp.
- BUČKO, J., CIBULA, R., ŠTEFANČIKOVÁ, E., ZIMOVÁ, L., LEHOCKÁ, K., KYSELOVÁ, M. & FRIČ, L. 2010: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2010. NLC, Zvolen, 181 pp.
- BUČKO, J., CIBULA, R., ŠTEFANČIKOVÁ, E., ZIMOVÁ, L., LEHOCKÁ, K., KYSELOVÁ, M. & FRIČ, L. 2011: Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2011. NLC, Zvolen, 168 pp.
- BYRNE, A., SLEEMAN, D.P., O'KEEFE, J. & DAVENPORT, J. 2012: The ecology of the European badger (*Meles meles*) in Ireland: a review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 112B: 69–96.
- CIAMPALINI, B. & LOVARI, S. 1985: Food habits and trophic niche overlap of the Badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. *Z. Säugetierk* 50: 226–234.
- DUCHAR, J. & HOLÚBEK, P. 2004: Ďalšia jaskyniarska výprava v Poloninách. *Spravodaj SSS, Liptovský Mikuláš*, 35(2): 41–44.

- FRANTZ, A.C., SCHLEY, L., SCHAUL, M., BALESTRIERI, A. & ROPER, T.J. 2010: Spatial organisation of badgers (*Meles meles*) in a medium-density population in Luxembourg. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 21(1): 3–18.
- GOSZCZYHKA, J. & SKOCZYŃSKA, J. 1996: Density estimation, family group size and recruitment in a badger population near Rogów (Central Poland). *Miscellanea Zoológica* 19: 27–33.
- HELL, P., FARKAŠ, J., FIŇDO, S., KATRENIÁK, J., KOVÁČ, J., OPÁLENÝ, A., SABADOŠ, K. & SIGET, F. 1983: Súčasný stav a perspektívy ďalšieho rozvoja poľovníctva na Slovensku. Poľovnícke štúdie 8/83, Príroda, Bratislava, 172 pp.
- KAUHALA, K. & HOLMALA, K. 2011: Landscape features, home-range size and density of northern badgers (*Meles meles*). *Annales Zoologici Fennici* 48: 221–232.
- KOJOLA, I. & LAITALA, H.M. 2000: Changes in the structure of an increasing brown bear population with distance from core areas: another example of presaturation female dispersal?. In: *Annales Zoologici Fennici* (p. 59–64). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- KOREŇ, M., FIŇDO, S., SKUBAN, M. & KAJBA, M. 2011: Habitat suitability modelling from non-point data: the case study of brown bear habitat in Slovakia. *Ecological Informatics* 6: 296–302.
- KORŇAN, M. 2015: Ako publikovať vedecké články v karentovaných časopisoch z oblasti ekológie a zoológie a ich aplikácie: moje postrehy a odporúčania. In: GARAJ, P. (ed.), XXVIII. ročník vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou, uskutočnený v rámci Univerzitných dní sv. Huberta, Poľovnícky manažment a ochrana zveri 2015, Zvolen, p. 139–142.
- KOWALCZYK, R., BUNEVICH, A. N. & JĘDRZEJEWSKA, B. 2000: Badger density and distribution of setts in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) compared to other Eurasian populations. *Acta Theriologica* 45: 395–408.
- KOWALCZYK, R., JĘDRZEJEWSKA, B. & ZALEWSKI, A. 2003a: Annual and circadian activity patterns of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland) compared with other Palaearctic populations. *Journal of Biogeography* 30(3): 463–472.
- KOWALCZYK, R., ZALEWSKI, A., JĘDRZEJEWSKA, B. & JĘDRZEJEWSKI, W. 2003b: Spatial organization and demography of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest, Poland, and the influence of earthworms on badger densities in Europe. *Canadian Journal of Zoology* 81: 74–87.
- KREBS, J.R., ANDERSON, R.M., CLUTTON-BROCK, T., MORRISON, I., YOUNG, D., DONNELLY, C., FROST, S. & WOODROFFE, R. 1997: Bovine Tuberculosis in Cattle and Badgers. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, 197 pp.
- KRŠKOVÁ, M. & BALÁŽ, I. 2009: Výskyt jazveca lesného (*Meles meles*) v južnej časti Rokoša. *Rosalia* (Nitra) 20: 183–194.
- MACEJKA, V. 1991: Prieskum, dokumentácia a návrh ochrany jazveca v ochrannom obvode Ulič. Manuskript, in: archív Správy NP Poloniny, Stakčín, 24 pp.
- MACEJKA, V. 1992: Inventarizačný výskum jazveca obyčajného za rok 1992 v ochrannom obvode Ulič. Manuskript, in: archív Správy NP Poloniny, Stakčín, 6 pp.
- MACEJKA, V. 1993: Inventarizačný výskum jazveca za rok 1993. Manuskript, in: archív Správy NP Poloniny, Stakčín, 4 pp.
- MACEJKA, V. & ŠTOFIK, J. 2017: Každý by mal niečím prispieť, po každom by malo niečo ostať... *CHŮ Slovenska* 88: 16–20.
- MACDONALD, D.W., NEWMAN, C., DEAN, J., BUESCHING, C.D. & JOHNSON, P.J. 2004: The distribution of Eurasian badger *Meles meles*, setts in a high-density area: field observations contradict the sett dispersion hypothesis. *Oikos* 106: 295–307.
- MCCLUNE, D.W., MARKS, N.J., DELAHAY, R.J., MONTGOMERY, W.I. & SCANTLEBURY, D.M. 2015: Behaviour-time budget and functional habitat use of a free-ranging European badger (*Meles meles*). *Animal Biotelemetry* 3(1): 7.
- MYSŁAJEK, R.W., NOWAK, S., ROŻEN, A. & JĘDRZEJEWSKA, B. 2012: Factors shaping population density, demography and spatial organization of the Eurasian badger *Meles meles* in mountains – the Western Carpathians (Southern Poland) as a case study. *Animal Biology* 62(4): 479–492.
- MYSŁAJEK, R.W., NOWAK, S., ROŻEN, A. & JĘDRZEJEWSKA, B. 2013: Diet of the Eurasian badger (*Meles meles*) in the Western Carpathians and its implications for species conservation in Poland. *Animal Biology* 63(3): 271–284.
- MYSŁAJEK, R.W., NOWAK, S., ROŻEN, A., KUREK, K., FIGURA, M. & JĘDRZEJEWSKA, B. 2016: Ecology of the European Badger (*Meles meles*) in the Western Carpathian Mountains: A Review. *Wildlife Biology in Practice* 12(3): 36–50.
- NLC 2012. Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2012. NLC, Zvolen, 174 pp.
- NLC 2013. Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2013. NLC, Zvolen, 166 pp.
- NLC 2014. Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2014. NLC, Zvolen, 172 pp.
- NLC 2015. Poľovnícka štatistická ročenka Slovenskej republiky 2015. NLC, Zvolen, 177 pp.
- PAULE, L., KRAJMEROVÁ, D. & SKRBIŇSEK, T. 2013: Príručka spolupracovníka pri výskume medvedov pomocou genetických metód. TU vo Zvolene, Zvolen, 16 pp.
- PĆOLA, Ś. 2004: Przyczynę do znajomości ssaków drapieżnych Carnivora północno-wschodniej Słowacji (Karpaty Wschodnie). *Roczniki Bieszczadzkie* 12: 233–252.
- REVILLA, E. & PALOMARES, F. 2002: Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology* 71: 497–512.
- RODRÍGUEZ, A., MARTIN, R. & DELIBES, M. 1996: Space use and activity in a Mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriologica* 41(1): 59–72.
- ROSALINO, L.M., LOUREIRO, F.I.L.I.P.A., MACDONALD, D.W. & SANTON-REIS, M. 2005: Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 70(1): 12–23.
- ROTENKO, I. & SIDOROVICH, V. 2017: Badger *Meles meles* and Raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Belarus: Population studies with implication for the decline in badgers. Chatyry Chverci, Minsk, 166 pp.
- SAN, E.D.L., FERRARI, N. & WEBER, J.M. 2007: Spatio-temporal ecology and density of badgers *Meles meles* in the Swiss Jura Mountains. *European Journal of Wildlife Research*, 53(4): 265–275.
- SAN, E.D.L., FERRARI, N. & WEBER, J.M. 2010: Circadian activity patterns and nocturnal resting sites of Eurasian badgers (*Meles meles* L.) in a rural area of western Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie* 117(1): 111–119.
- SLAMKA, M. 2016: Winter activity of European badger (*Meles meles*) in Slovakia. *Folia Oecologica* 43(1): 95–100.

- SOMMER, F., STÄHLMAN, M., ILKAYEVA, O., ARNEMO, J.M., KINDBERG, J., JOSEFSSON, J., ... & BÄCKHED, F. 2016: The gut microbiota modulates energy metabolism in the hibernating brown bear *Ursus arctos*. *Cell reports* 14(7): 1655–1661.
- STRAKA, M., PAULE, L., IONESCU, O., ŠTOFÍK, J. & ADAMEC, M. 2012: Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservation genetics* 13: 153–164.
- SWENSON, J.E. 1999: Does hunting affect the behavior of Brown bears in Eurasia? *Ursus* 11: 157–162.
- SWENSON, J.E., SANDEGREN, F. & SÖDERBERG, A. 1998: Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67: 819–826.
- ŠTEFÁNIK, M. 2007: Výskyt jazveca lesného (*Meles meles* L.) v okresoch Bánovce nad Bebravou a Trenčín. *Folia venatoria* 36–37: 99–110.
- ŠTOFÍK, J. 2012: Vyhodnotenie zmien v pokryvnosti lesa vo Východných Karpatoch na príklade územia bývalej obce Ruské. Zborník referátov z 9. národnej konferencie o biosférických rezerváciách SR, konanej 11. – 12. októbra 2012 v Stakčine. p. 80–88.
- ŠTOFÍK, J. 2016: Poľovný manažment a ochrana prírody. *Enviromagazín* 6, p. 28.
- ŠTOFÍK, J. & BARTUŠOVÁ, Z. 2016: Súčasný stav bobra vodného (*Castor fiber*) na severovýchode Slovenska. *Ochrana prírody* (Banská Bystrica) 27: 39–52.
- ŠTOFÍK, J. & BUČKO, J. 2017: Zmeny v poľovníckom manažmente najvýznamnejších druhov raticovej zveri na Slovensku po II. svetovej vojne (1949–2015). *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen* (in press).
- ŠTOFÍK, J., BUČKO, J. & BARTUŠOVÁ, Z. 2015: The state of the brown bear population on the territory of hunting grounds in Slovakia – the transboundary area corresponding with Poland and Ukraine (Eastern Carpathians). *Roczniki Bieszczadzkie* 23: 171–187.
- ŠTOFÍK, J., BUČKO, J., GIČ, M. & SANIGA, M. 2013: Time and spatial trends in the brown bear *Ursus arctos* population in Slovakia (1900–2010). *Folia oecologica* 40: 117–129.
- ŠTOFÍK, J. & MERGANIČ, J. 2013: Potrava medveďa hnedého v Národnom parku. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen* 55: 145–159.
- ŠTOFÍK, J. & SANIGA, M. 2012: Dens and beds of the brown bear *Ursus arctos* in the Eastern Carpatian region – Poloniny National Park. *Folia oecologica* 39: 147–154.
- ŠTASTNÝ, P. 1988: Podnebie. In: Vološčuk, I. (ed.), Chránená krajinná oblasť Východné Karpaty. Príroda, Bratislava, p. 35–41.
- VIRGÓS, E. & CASANOVAS, J.G. 1999: Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles* L.): a biogeographic approach. *Journal of Biogeography* 26: 559–564.
- WOODROFFE, R. & MACDONALD, D.W. 2000: Helpers provide no detectable benefits in the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology* 250: 113–119.

INVADOVANÉ RASTLINNÉ SPOLOČENSTVÁ V INUNDAČNOM ÚZEMÍ STREDNÉHO TOKU IPLA (SLOVENSKO)

STANISLAV DAVID¹, PATRÍCIA DINKOVÁ², MONIKA SOFKOVÁ³

Invaded plant communities in the middle part of flood plain of the Ipeľ river (Slovakia)

Abstract: Riparian landscapes are important biocorridors for plant dispersal therefore it plays a significant role in the process of invasion of alien plants. Invasive plant species survey was carried out along the middle section of the river Ipeľ floodplain between Záhorce-Selešňany and Kováčovce in Slovakia, at the Slovak and Hungarian border in 2015. 35 phytosociological relevés were performed using the Zürich-Montpellier approach with a Braun-Blanquet seven degree scale. There were 72 plant species recorded, among them 15 have been identified as invasive plants. Most of them belong to the group of neophytes (11) and archeophytes (4). The most widespread species of the neophytes were *Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Echinocystis lobata*, *Solidago canadensis* and *Stenactis annua*. 4 invasive species were allocated to the group of archeophytes: *Cichorium intybus*, *Cirsium vulgare*, *Melilotus albus* and *Tanacetum vulgare*. The Slovak expert system allocated phytocenological records to 5 associations. The highest number of records was allocated to the association *Agropyro repentis-Rorippetum austriacae* (12 relevés) and *Festuco arundinaceae-Althaeetum officinalis* (11 relevés). The Czech expert system recognized only 15 records out of 35 which were allocated to two associations with the dominant invasive species *Asclepias syriaca* (*Asclepiadetum syriacae*) and *Echinocystis lobata* (*Sicyo angulatae-Echinocystidetum lobatae*). The populations of invasive plant species have been neither controlled nor eradicated in the area except from the flood dikes.

Key words: Invasive species, invaded plant communities, floodplain, Ipeľ river, Slovakia

ÚVOD

Úpravy vodných tokov a zmeny vodného režimu podporujú šírenie nepôvodných (neofytných) invázných a expanzívnych rastlín s vysokým konkurenčným potenciálom v brehových porastoch a riečnych inundáciách. Narušené (ruderalne) stano-
vištia vytvárajú optimálne podmienky pre ich šírenie. Autori Brandes a Sander (BRANDES & SANDER, 1995) uvádzajú šírenie invázneho neofytného druhu *Artemisia annua*, pôvodom zo Strednej Ázie, ktorý sa prostredníctvom riečnych koridorov dostal až do strednej Európy.

V súvislosti s biotickými inváziami sa častou témou štúdií stáva druhová diverzita, je dôležitým ukazovateľom kvality a stavu životného prostredia (PICKETT et al., 1997). V prípade druhej diverzity Európy je podstatné, že od roku 1500 síce stúpa, predovšetkým však introdukciou nepôvodných druhov, zároveň dochádza k zvyšovaniu uniformity vegetácie (MARKOVÁ & HEJDA, 2011). Podľa uvedených autorov hrozí v invadovaných spoločenstvách aj potlačenie až vymiznutie vzácných druhov na úrovni rastlinných spoločenstiev aj diagnostických druhov (MARKOVÁ & HEJDA, 2011). Tieto procesy prebiehajú už od neolitu a ako upozorňujú PYŠEK & SÁDLO (2004), bez ľudského stimulu by k biotickým inváziám pravdepodobne nedošlo. Podľa Vitouseka a kol. (Vitousek et al., 1996) môžeme vplyv invázných druhov na pôvodné druhy, spoločenstvá a ekosystémy považovať za významný prvok globálnej zmeny. Autori PYŠEK & PRACH (2005) uvádzajú, že všetky spoločenstvá sú v zásade invadovateľné, pričom je pravdepodobné, že niektoré sú k inváziám náchylnejšie ako iné. Územie strednej Európy je vďaka hustému osídleniu, sieti riek, dopravnej sieti železníc a diaľnic, prostredníctvom ktorých sa invázne druhy rozširujú, značne náchylné k inváziám rôzneho druhu (PYŠEK & SÁDLO, 2004). Biotické invázie sú sprostredkované interakciou mnohých procesov, ktoré určujú príčiny a rozmery transportu organizmov za pôsobenia antropogénnych vplyvov do oblastí mimo ich prirodzeného rozšírenia. Osud týchto druhov v novom území je závislý od ich schopností prežiť, reprodukovať sa, rozptýliť sa, šíriť sa, komuni-
kovať s pôvodnou biotou a ovplyvniť napadnutý ekosystém mnohými spôsobmi.

Dôležitú úlohu pri šírení invázných druhov zohrávajú koridory, ktoré slúžia ako transportné trasy pre šírenie rastlín. Funkcie koridorov sú však komplexné. Koridory umožňujú prepojenie jednotlivých populácií, ale aj častí a prvkov krajiny. Ide o potoky, rieky, mokrade či jazerá (FRANKLIN & FORMAN, 1987). Koridory pozdĺž vodných tokov predstavujú veľmi frekventovanú možnosť šírenia invázných druhov rastlín. Preto množstvo invázných druhov rastlín osídľuje areály v blízkosti vodných tokov (inundačné územie), vodných diel alebo sa viaže na sprievodnú vegetáciu. Nivy, brehy a náplavy riek sú viac zasiahnuté inváziami ako okolitá krajina, pričom príčinou je šírenie semien a plodov (aj nepôvodných) druhov vodou. Významným fak-

¹ Ústav krajinnej ekológie Slovenskej akadémie vied, Pobočka Nitra, Akademická 2, 949 01 Nitra, Slovenská republika, e-mail: stanislav.david@savba.sk

² Sklabiná 212, PSČ 99105, e-mail: patricia.dinkova@gmail.com

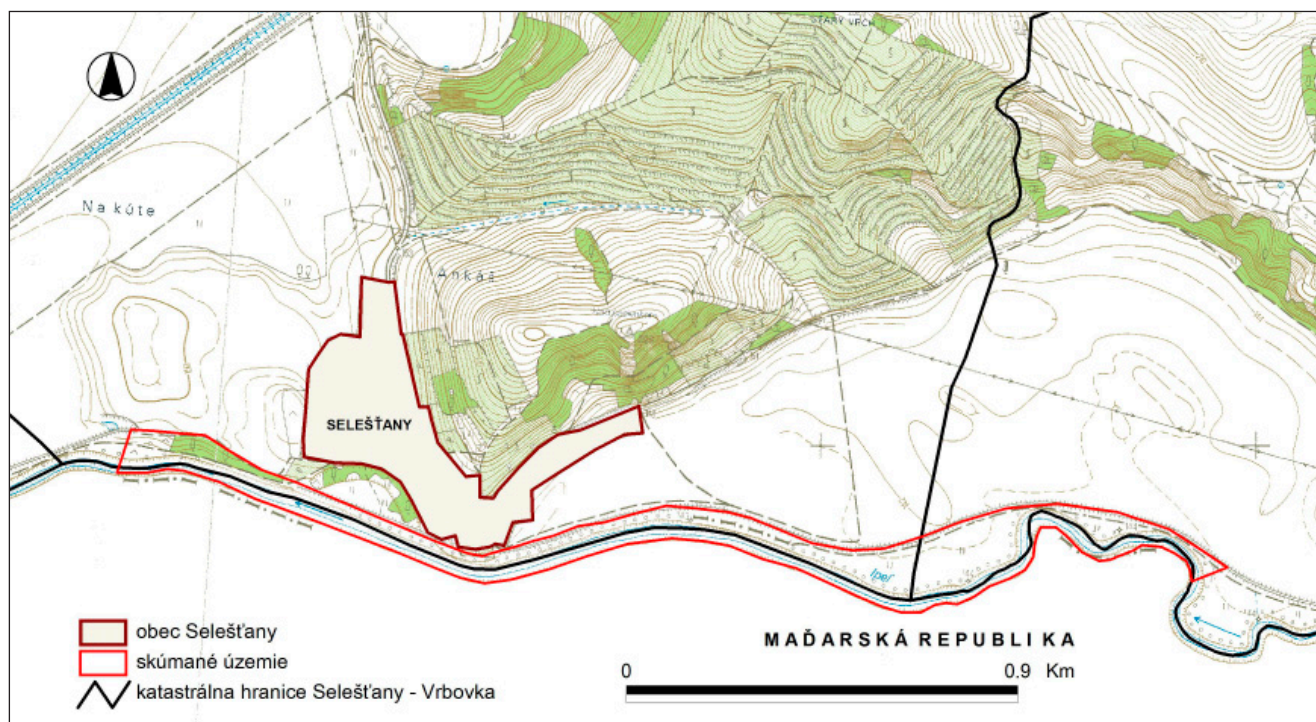
³ Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Fakulta prírodných vied, Katedra ekológie a environmentalistiky, Tr. A. Hlinku 1, 949 74, Nitra, e-mail: sofikova.m@gmail.com

torom je energia vodného toku, ktorá vytvára nové stanovišťa (stanovištné niky), napr. brehové nátrže, štrkové lavice, náplavy sedimentov (CHYTRÝ & PYŠEK, 2009). Medzi najčastejšie sa vyskytujúce invázne druhy, šíriace sa hydrochórne vodnými biokoridormi, patria *Echinocystis lobata*, *Fallopia japonica*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens glandulifera*, *Solidago gigantea* a *S. canadensis* (CVACHOVÁ & GOJDIČOVÁ, 2003). JANIŠOVÁ (1997) okrem spomenutých druhov udáva i ďalšie druhy, šíriace sa vodnými koridormi, ktorými sú *Aster novi-anglii*, *A. novi-belgii*, *Stenactis annua*, *Spirea salicifolia*. Napríklad invázna *Impatiens glandulifera* sa šíri spolu so sedimentmi v celom riečnom profile, takýto spôsob šírenia sa nazýva bythisohydrochória (FÉR, 2013).

Pomoc pri prevencii, eradikácii a minimalizácii rozširovania invázných druhov poskytuje vládám a nevládnym organizáciám Globálny program pre invázne druhy (Global Invasive Species Programme – GISP). Pod záštitou IUCN existuje i Skupina špecialistov pre invázne druhy (Invasive Species Specialist Group – ISSG), ktorá vyvíja mnoho aktivít sústredených na redukciu ohrozenia biodiverzity inváznymi druhmi (GOJDIČOVÁ et al., 2003). Organizácia SCOPE (Scientific Committee on the Problems of Environment) v spolupráci s ďalšími organizáciami spracovala Globálnu stratégiu pre invázne druhy (MCNEELY et al., 2001). V slovenskej legislatíve problematiku rastlinných invázií rieši zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny a svojou vykonávacou vyhláškou č. 24/2003 Z. z. v znení neskorších predpisov. Podľa ustanovení vodného zákona NR SR č. 184/2002 Z. z. o vodách by bolo možné vyžadovať zo strany správcov vodných tokov aj odstraňovanie nepôvodných druhov, nachádzajúcich sa v brehových porastoch riek. Od 1. 1. 2015 je účinné nariadenie Európskeho parlamentu a Rady (EÚ) č. 1143/2014 z 22. októbra 2014 o prevencii a manažmente introdukcie a šírenia invázných nepôvodných druhov rastlín. Invázne druhy predstavujú hrozbu nielen pre hospodárstvo, ale aj priamo pre ľudské zdravie, preto spomínané nariadenie obsahuje obmedzenia, týkajúce sa invázných druhov rastlín a živočíchov.

Invázne druhy v inundačnom území Iplá

Vzhľadom na to, že rieka Ipeľ je ľavostranným prítokom rieky Dunaj, ktorý sa spája s veľkými vodnými útvarmi, je predpoklad väčšej zraniteľnosti stanovišť v ich okolí voči inváznym druhom. Mnoho nepôvodných druhov pochádza z Pontokaspickej oblasti, Ázie, ale aj Austrálie a Severnej Ameriky. To znamená, že rieka Ipeľ je súčasťou inváznej cesty, ktorá je jednou zo štyroch najvýznamnejších ciest, tzv. južnej inváznej cesty pre invázne druhy (MŽP SR, 2011). Jednou z prvých štúdií o šírení neofytov v rámci stredného toku Iplá z rokov 1963 až 1967 je práca LHOTSKÁ et al. (1971) o inváznom druhu *Echinocystis lobata* a *Asclepias syriaca*. Výskyt druhov je lokalizovaný na brehu riečky (kanála) Krtiš v katastrálnom území obce Záhorce-Seleštiny, ktorý je zároveň prítokom Iplá. Ďalšie invázne druhy (*Bidens frondosa* a *Echinocystis lobata*) uvádza HRIVNÁK (2004) vo svojej štúdii o spoločenstvách zväzu *Oenanthion aquaticae* z inundácie rieky Ipeľ. Pri floristickom výskume nivy Iplá v úseku Ipeľské Predmostie – ústie Iplá v rokoch 1983 – 1986 zaznamenal DAVID (1987) invázne druhy *Asclepias syriaca*, *Bidens frondosa* a hojne zastúpený v skúmanom území *Echinocystis lobata*. Z drevinovej zložky sú to druhy *Negundo aceroides* (oba brehy Iplá) a druh *Robinia pseudoacacia* s početným výskytom na celom sledovanom území. Výskyt invázných dru-



Obr. 1. Skúmané územie inundácie stredného toku Iplá (mapa: S. David, 2017)

Fig. 1. The investigation of the river Ipeľ floodplain between Záhorce – Seleštiny – Kováčovce

hov v území stredného toku Ipľa potvrdzuje výskum Knápekovej (KNÁPEKOVÁ, 2012), ktorá mapovala výskyt *Asclepias syriaca* (12 lokalít) a *Fallopia japonica* (19 lokalít) v okolí obcí Seleštiny, Sklabina, Olováry, Kosiňovce, Veľké Straciny a Veľkého Kríša. PAUKOVÁ et al. (2014) hodnotia materiál KNÁPEKOVEJ (2012) a konštatujú, že uvedené druhy sa vyskytujú najmä v opustených vinohradoch, na poliach a pozdĺž cestných komunikácií. Druhy boli zaznamenané aj na oboch brehoch kanála Kríša. Autori predpokladajú ďalšie šírenie glejovky americkej najmä do poľných kultúr. Na maďarskej strane Ipľa detekovali BURAI et al. (2015) pomocou analýzy leteckých snímok v úseku Balážske Ďarmoty – Huguak porasty *Asclepias syriaca*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*. Skúmaná časť Poiplia môže byť aj miestom sledovania výskytu nového adventívneho druhu v strednej Európe *Lindernia dubia*, čeľad' Scrophulariaceae. Jej výskyt na maďarskej aj slovenskej strane Ipľa (Nógrádszakál – Ipeľ, Rárópuszta a Trenč – Konopisko) zistil v roku 2010 a 2011 SCHMOTZER (2015).

Cieľom nášho príspevku bolo zaznamenať rozšírenie inváznych druhov a druhové zastúpenie invadovanej vegetácie medzihrádzového priestoru stredného toku rieky Ipeľ v katastrálnom území obcí Záhorce – Vrbovka.

Charakteristika skúmaného územia

Výskyt inváznych druhov a invadovanej vegetácie bol skúmaný v inundácii stredného toku Ipľa medzi obcou Seleštiny a Vrbovka. Územie patrí do okresu Veľký Kríš, takmer celé sa nachádza v katastrálnom území obcí Záhorce – Seleštiny. Len malá východná časť leží v katastrálnom území obce Vrbovka (obr. 1). Inundačné územie Ipľa je súčasťou východnej časti Ipeľskej kotliny, časť Hontianske terasy (MAZÚR & LUKNIŠ, 1978), leží na pravom brehu Ipľa, ktorý je hranicou s Maďarskom. Klimaticky patrí územie do teplej a suchej oblasti s ročným úhrnom zrážok 600 mm (MICHAL, 2003).

Odlišnosť Ipľa od ostatných riek na Slovensku sa prejavuje najmä extrémnymi výkyvmi vo vodnosti, taktiež extrémnymi prietokmi počas povodní, nedostatočnou kapacitou riečného koryta hlavného toku a jeho prítokov (FEKETE, 1972). Pre vodomerňú stanicu Slovenské Ďarmoty (94,6 rkm) je uvádzaný priemerný ročný prietok (rok 1978 – 2010 $Q_a = 8,558 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Pre rok 2010 sú uvedené hodnoty: $Q_{2010} = 10,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $Q_{\max} 1978 - 2009 = 230,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $Q_{\min} 1978 - 2009 = 0,395 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (SHMÚ, 2010). V skúmanom úseku je inundačné územie na slovenskej strane toku vymedzené ochrannou hrádzou, jeho šírka je 20 až 140 m. V inundácii sa nachádzajú zvyšky lúk zväzu *Alopecurion pratensis*, zväčša zarastené náletom drevín a krov *Amorpha fruticosa*, *Crataegus monogyna*, *Negundo aceroides*, *Populus alba*, *Robinia pseudoacacia*. Plošne významné je zastúpenie ruderalizovaných spoločenstiev zväzu *Dauco-Melilotion* (DINKOVÁ, 2016).

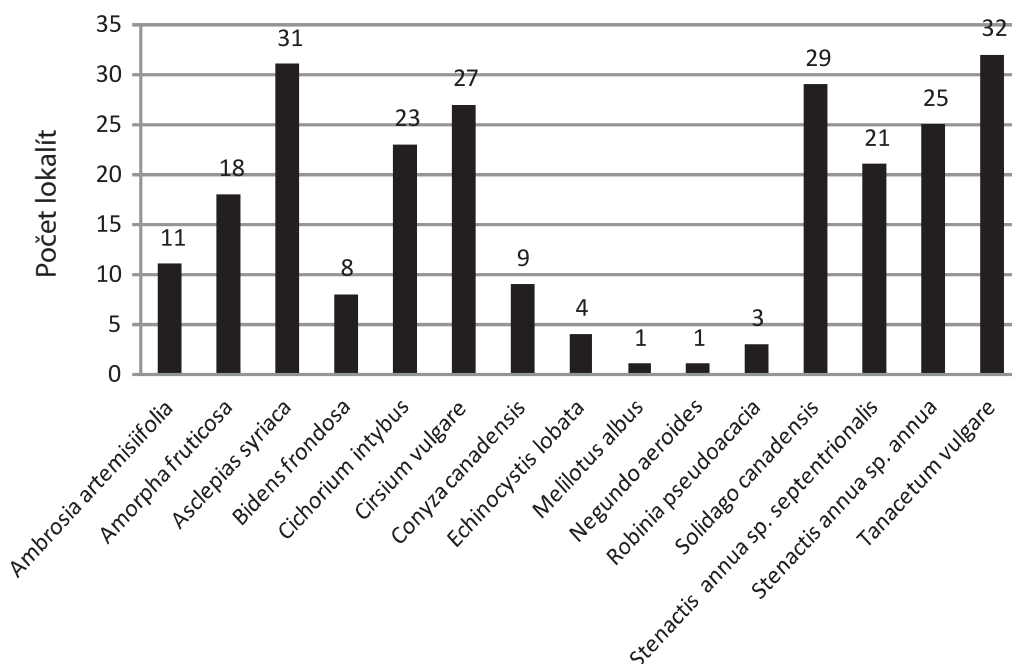
MATERIÁL A METODIKA

Terénny výskum sme uskutočnili na slovenskej strane rieky Ipeľ v medzihrádzovom priestore rieky v katastrálnom území obce Záhorce – Seleštiny (obr. 1) v roku 2015. Mapovali sme výskyt inváznych druhov zaradených podľa Gojdičovej a kol. (GOJDIČOVÁ et al. 2002) do kategórií 1a – **neofyty** (invázne taxóny, introdukované po roku 1500 n. l.) a 1b – **archeofyty** (introdukované druhy pred rokom 1500 n. l.). Zoznam sme doplnili o neofytický druh *Amorpha fruticosa*, ktorý je uvedený vo vyhláske MŽP SR č. 158/2014 Z. z. a ktorým sa dopĺňa zoznam inváznych druhov rastlín (MŽP SR, 2014). Rastlinné druhy sme určovali pomocou kľúča na určovanie vyšších rastlín (DOSTÁL & ČERVENKA, 1991 – 1992). Vlastnosti nepôvodných druhov sme doplnili podľa MEDVEČKÁ et al. (2012), názvoslovie rastlinných druhov je zjednotené podľa práce MARHOLD & HINDÁK (1998). Názvy syntaxónov sú podľa publikovaných zväzkov rastlinných spoločenstiev Slovenska (JAROLÍMEK et al. 1997, UHLIAROVÁ et al., 2015 a ZALIBEROVÁ & ŠKODOVÁ 2015). Machorasty v zápisoch neboli determinované.

Fytocenologické zápisy sme urobili podľa metód zúrišsko-montpelierskej fytocenologickej školy (MORAVEC et al., 1994), použili sme sedemčlennú Braun-Blanquetovu stupnicu abundancie a dominancie. Stred každého fytocenologického zápisu s veľkosťou $5 \times 5 \text{ m}$ je lokalizovaný v súradnicovom systéme WGS 84. Zápisy boli prepísané do tabuľky (MS Excel, *.csv) a importované do programu JUICE (TICHÝ, 2002), etáže boli prekódované podľa TICHÝ & HOLT (2006). V programe JUICE sme zisťovali podobnosť zápisov programom TWINSpan (modifikovaná divízna klasifikácia). Nastavili sme päť úrovní tzv. pseudodruhov – pseudospecies (0, 5, 15, 25 a 35) a použili sme Sørensenov koeficient podobnosti. Pomocou metódy crispness sme stanovili počet zhlukov (klastrov) na 4, voľbou Analysis of Columns of Synoptic table sme pri nastavení hodnoty fidelity 30 (pre diagnostické druhy), frekvencie 30 (konštantné druhy) a pokryvnosti 40 (dominantné druhy) určili diagnostické, konštantné a dominantné druhy. Pre určenie spoločenstiev (asociácií) sme použili tzv. expertný systém, slovenský súbor (ES_travinná_veg_Slov.txt), aj český expertný súbor (Expert-system-Vegetation-CR-full 2013-11-09.txt). Český expertný súbor sme použili preto, že invadované spoločenstvá predstavujú sukcesné štádium s kríkmi a slovenský expertný systém je určený len pre travinno-bylinnú vegetáciu. Identifikované spoločenstvá sme opísali podľa LÁNÍKOVÁ et al. (2009a, b). Pre vyhotovenie máp skúmaného územia sme použili program Arc View (esri.com).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Mapovaním inundačného územia rieky Ipeľ vo vymedzenom katastrálnom území sme zistili výskyt 73 druhov rastlín (pri-



Obr. 2. Počet lokalít výskytu inváznych taxónov v inundácii Ipeľa
Fig. 2. The number of invasive plant localities in the river Ipeľ floodplain

loha 1), z ktorých 15 taxónov bolo inváznych (obr. 2). Do skupiny neofytov patrí 11 inváznych taxónov: *Ambrosia artemisiifolia* (ambrózia palinolistá), *Amorpha fruticosa* (beztvarec krovitý), *Asclepias syriaca* (glejovka americká), *Bidens frondosa* (dvojzub listnatý), *Conyza canadensis* (turanec kanadský), *Echinocystis lobata* (ježatec laločnatý), *Negundo aceroides* (javorovec jaseňolistý), *Robinia pseudoacacia* (agát biely), *Solidago canadensis* (zlatobyľ kanadská), *Stenactis annua* subsp. *annua* (hviezdnik ročný), *Stenactis annua* subsp. *septentrionalis* (hviezdnik ročný severný). Do skupiny archeofytov patria štyri zo zistených inváznych druhov: *Cichorium intybus* (čakanka obyčajná), *Cirsium vulgare* (pichliač obyčajný), *Melilotus albus* (komonica biela), *Tanacetum vulgare* (vratič obyčajný).

Najpočetnejšie zastúpenie zo skupiny neofytov mali druhy *Asclepias syriaca*, *Solidago canadensis* a *Stenactis annua* subsp. *annua* a *S. annua* subsp. *septentrionalis*, ktoré vytvárali v medzihrádzovom priestore pozdĺž rieky Ipeľ mohutné porasty (obr. 3). Vysokú frekvenciu výskytu mal i archeofyt *Tanacetum vulgare* a *Cirsium vulgare*.

Druh *Asclepias syriaca* dosahoval vo fytoocenologických zápisoch číslo 15, 16, 17, 26 a 28 hodnotu početnosti a pokryvnosti 4 v Braun-Blanquetovej stupnici, vyskytoval sa aj na ďalších mapovaných lokalitách, kde vytváral mohutné monocenózy alebo výrazné porasty spolu s druhom *Solidago canadensis*. Dominantný výskyt *Asclepias syriaca* zistila KNÁPEKOVÁ (2012) aj mimo inundačného územia v okolí Selešťian, výsledky boli publikované v článku PAUKOVÁ et al. (2014). Naše výsledky potvrdzujú, že invázne druhy preferovali ruderalné stanovištia. Glejovka americká porastala aj kosené protipovodňové hrádze Ipeľa (obr. 4) a vyskytovala sa aj v porastoch obilia na vonkajšej strane hrádzi. Potvrdzujú to údaje Valachoviča (VALACHOVIČ, 1987), že glejovka preferuje ruderalizované porasty s výskytom *Galium aparine*, *Artemisia vulgaris* a neofytov *Solidago* spp., *Stenactis annua*. Vysokú pokryvnosť a veľkosť porastov sme zaznamenali i u druhu *Solidago canadensis*, ktorý sa vyskytoval najmä v medzihrádzovom priestore (obr. 4). Mohutné populácie vytvárala zlatobyľ kanadská na lokalitách 1, 25, 29.

Druh s vysokou frekvenciou na lokalitách 1, 4, 5, 7, 9, 10, 35 bol archeofyt vratič *Tanacetum vulgare*, početné zastúpenie má aj hviezdnik *Stenactis annua*, ktorý je rozšírený pozdĺž komunikácii a často je súčasťou pobrežných krovín. Hojné zastúpenie v sledovanom území mal hviezdnik ročný na lokalitách 5 a 19, kde dosahoval pokryvnosť až 50 % z plôch zápisov. Hviezdnik bol zaznamenaný aj počas mapovania výskytu inváznych druhov v roku 2013 na oboch brehoch kanála Krtíš v záujmovom katastrálnom území, kde bol tiež viazaný na pobrežné porasty (DINKOVÁ, 2014). Výrazným a zaujímavým mapovaným invázным taxónom bol druh *Amorpha fruticosa*. Tento druh sa v území vyskytoval na 18 lokalitách a tvoril výrazné porasty patriace do krovitej etáže (obr. 5).



Obr. 3. *Asclepias syriaca* a expanzívny druh *Calamagrostis epigejos* v inundačnom území Ipla u Selešťan
(Foto: S. David, 1. 7. 2015)

Fig. 3. Invasive common milkweed (*Asclepias syriaca*) and expansive bushgrass (*Calamagrostis epigejos*) in the river Ipeľ floodplain near Selešťany village



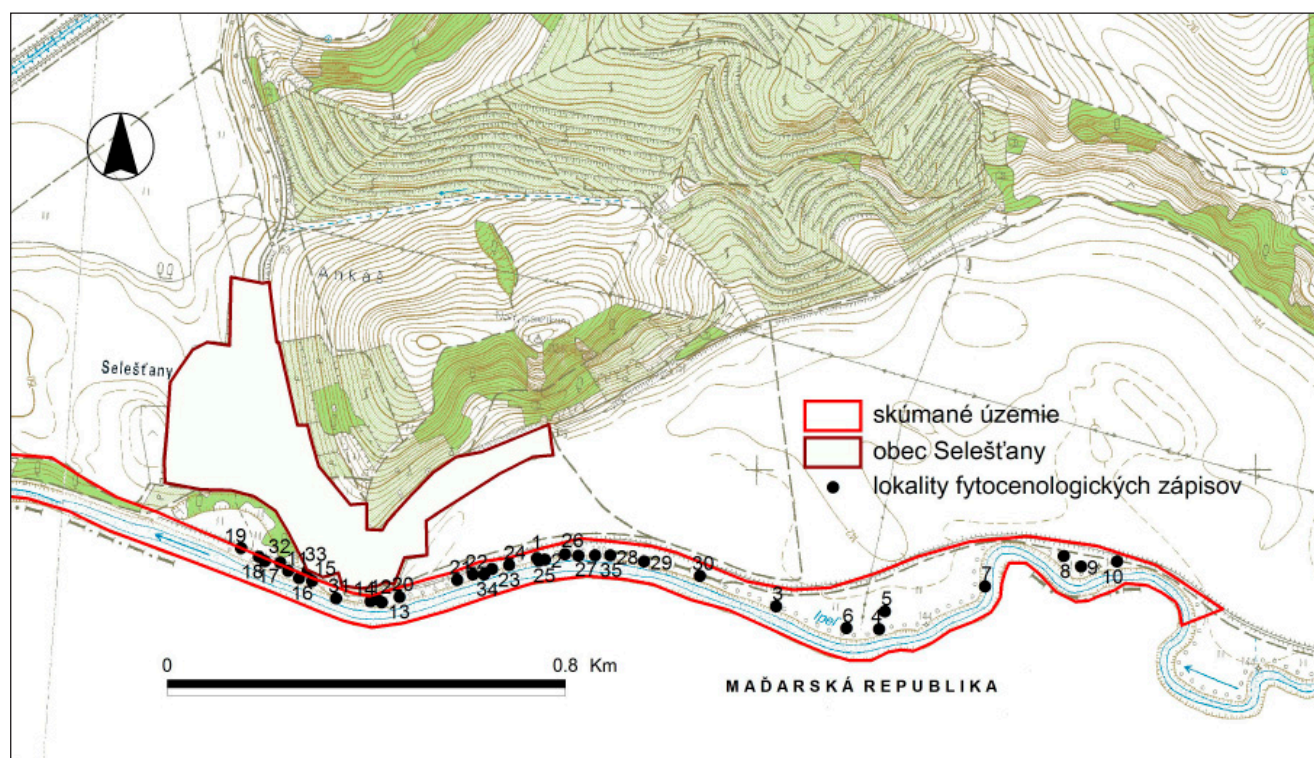
Obr. 4. *Asclepias syriaca* a *Solidago canadensis* v inundačnom území Ipla pri Selešťanoch (Foto: S. David, 1. 7. 2015)

Fig. 4. Common milkweed (*Asclepias syriaca*) and Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*) in the river Ipeľ floodplain above Selešťany village



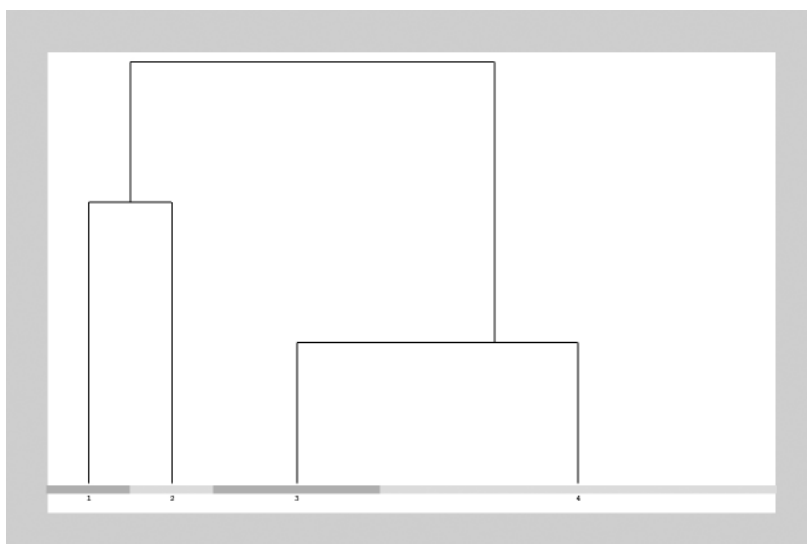
Obr. 5. *Amorpha fruticosa* a *Asclepias syriaca* (v popredí) v inundácii Ipla (Foto: S. David, 1. 7. 2015)

Fig. 5. Shrub false indigo-bush (*Amorpha fruticosa*) and Common milkweed (*Asclepias syriaca* in front) in the investigated area



Obr. 6. Rozmiestnenie fytoecologických zápisov v inundácii Ipla pri Selešianoch

Fig. 6. Distribution of phytosociological relevés of the study area



Obr. 7. Divízna klasifikácia fytoecenologických zápisov

Fig. 7. Number of relevés in the Twinspan classification groups

Hodnotenie invadovaných porastov

Vo vymedzenom území inundácie Ipľa sme fytoecenologickými zápsmi zdokumentovali 35 plôch s porastmi invázných druhov (obr. 6), lokality zápisov sú v prílohe 2.

Podobnosť zápisov a pravdepodobný počet rastlinných spoločenstiev sme zisťovali divíznou klasifikáciou (JUICE, Twinspan, modifikácia Roleček, počet klastrov 4). Grafickým výstupom je dendrogram so 4 skupinami snímok – klastrov (obr. 7).

Jednotlivé zhľuky (klastre) obsahovali zápisy: klaster 1 (zápisy 12, 13, 14 a 20), klaster 2 (zápisy 15, 16, 18 a 19), klaster 3 (zápisy 4, 5, 7, 9, 10, 32, 34 a 35) a klaster 4 (zápisy 1, 2, 3, 6, 8, 11, 17, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31 a 33). Analýzou synoptickej tabuľky sme získali súbory diagnostických (Dg) druhov (= charakteristické a diferenciálne), konštantné (C) a dominantné (Dm) druhy pre zhľuky fytoecenologických zápisov (tučným typom sú vyznačené významné druhy, hodnota fidelity = 60, konštantné druhy = 70, dominantné druhy = 40).

Zhľuk (klaster 1, 4 zápisy)

Diagnostické druhy: *Calystegia sepium* (C), *Conyza canadensis* (C), *Echinocystis lobata* (C), *Humulus lupulus* (C), *Ranunculus repens* (C), *Urtica dioica* (C, Dm).

Konštantné druhy: *Achillea millefolium*, *Asclepias syriaca*, *Bidens frondosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Calystegia sepium* (Dg), *Carex hirta*, *Cichorium intybus*, *Conyza canadensis* (Dg), *Daucus sylvestris*, *Dipsacus laciniatus*, *Echinocystis lobata* (Dg), *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*, *Humulus lupulus* (Dg), *Pastinaca sativa*, *Plantago lanceolata*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus repens* (Dg), *Rubus caesius*, *Silene vulgaris*, *Solidago canadensis*, *Stenactis annua*, *Stenactis annua* subsp. *septentrionalis*, *Tanacetum vulgare*, *Trifolium campestre*, *Urtica dioica* (Dg, Dm), *Vicia cracca*.

Dominantné druhy: *Urtica dioica* (Dg, C).

Zhľuk (klaster 2, 4 zápisy)

Diagnostické druhy: *Artemisia vulgaris* (C), *Bromus erectus* (C), *Lamium purpureum* (C).

Konštantné druhy: *Populus alba*, *Achillea millefolium*, *Artemisia vulgaris* (Dg), *Asclepias syriaca* (Dm), *Bromus erectus* (Dg), *Calamagrostis epigejos*, *Calystegia sepium*, *Carex hirta*, *Centaurea jacea*, *Cirsium vulgare*, *Conyza canadensis*, *Equisetum arvense*, *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*, *Lamium purpureum* (Dg), *Pastinaca sativa*, *Picris hieracioides*, *Plantago lanceolata*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*, *Potentilla anserina*, *Rubus caesius*, *Solidago canadensis*, *Sonchus arvensis*, *Stenactis annua*, *Tanacetum vulgare*, *Vicia cracca*.

Dominantné druhy: *Asclepias syriaca* (C).

Zhľuk (klaster 3, 8 zápisov)

Diagnostické druhy: *Amorpha fruticosa* (C, Dm); *Sanguisorba officinalis* (C).

Konštantné druhy: *Populus alba*; ***Amorpha fruticosa*** (Dg, Dm), *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*; *Agrimonia eupatoria*, ***Achillea millefolium***, ***Asclepias syriaca***, *Calamagrostis epigejos*, *Calystegia sepium*, ***Carex hirta***, *Cichorium intybus*, *Cirsium vulgare*, *Daucus sylvestris*, *Dipsacus laciniatus*, *Dipsacus sylvestris*, ***Equisetum arvense***, *Galium aparine*, ***Galium mollugo***, ***Linaria vulgaris***, *Picris hieracioides*, ***Plantago lanceolata***, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*, ***Rubus caesius***, *Acetosa pratensis*, *Sanguisorba officinalis* (Dg), *Silene vulgaris*, ***Solidago canadensis***, *Sonchus arvensis*, ***Stenactis annua***, *Stenactis annua* subsp. *septrionalis*, ***Tanacetum vulgare***.

Dominantné druhy: *Amorpha fruticosa* (Dg, C).

Zhluk (klaster 4, 19 zápisov)

Diagnostické druhy: *Cirsium vulgare* (C), *Lycopus exaltatus* (C).

Konštantné druhy: *Amorpha fruticosa*, *Crataegus monogyna*; ***Achillea millefolium***, *Ambrosia artemisiifolia*, ***Asclepias syriaca*** (Dm), *Calamagrostis epigejos* (Dm), ***Carex hirta***, *Centaurea jacea*, *Cichorium intybus*, ***Cirsium vulgare*** (Dg), *Daucus sylvestris*, *Dipsacus laciniatus*, ***Equisetum arvense***, *Galium aparine*, *Galium mollugo*, ***Linaria vulgaris***, *Lycopus exaltatus* (Dg), *Pastinaca sativa*, *Picris hieracioides*, ***Plantago lanceolata***, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (Dm), *Potentilla anserina*, *Rubus caesius*, *Silene vulgaris*, ***Solidago canadensis*** (Dm), *Stenactis annua*, *Stenactis annua* subsp. *septrionalis*, ***Tanacetum vulgare***, ***Vicia cracca***.

Dominantné druhy: *Asclepias syriaca* (C), *Calamagrostis epigejos* (C), *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (C), *Solidago canadensis* (C).

Priradiť rastlinné spoločenstvá na základe vygenerovaných druhových kombinácií je len orientačné. Zápisy môžeme priradiť k dvom typom vegetácie (JAROLÍMEK & ZALIBEROVÁ, 2007; JAROLÍMEK et al., 1997):

1. Trieda *Artemisietea vulgaris* (subxerothermofilné ruderalné spoločenstvá dvojročných a trvácich druhov). Vytvára mozaiku spoločenstiev s *Helianthus tuberosus* a *Asclepias syriaca* s vysokým zastúpením druhov zväzu *Dauco-Melilotion* Görs 1966, typické sú pre ruderalizovaný medzihrádzový priestor Ipl'a v skúmanom území, nie je kosený, ani využívaný ako pasienok. Ide o zápisy klastrov 3 a 4 s náletom krov *Amorpha fruticosa*, *Crataegus monogyna*, *Negundo aceroides*.
2. Trieda *Galio-Utricletea* (nitrofilné lemové spoločenstvá na brehoch riek a potokov), rad *Convolvuletalia sepium*). Tento rad (spracovaný je vo vegetácii mokradi JAROLÍMEK & ZALIBEROVÁ, 2001) patrí syntaxonomicky do synantropnej nitrofilnej lemovej ruderalnej vegetácie zväzu *Senecionion fluviatilis* s výskytom (aj v našich zápisoch) popínavých bylín *Calystegia sepium*, *Echinocystis lobata*, *Humulus lupulus*. V našom území je zastúpené spoločenstvo s *Helianthus tuberosus* (uvedené vyššie), *Aster lanceolatus* (väčšie porasty sa vyskytujú mimo skúmaného územia) a *Solidago canadensis*. Druhová kombinácia naznačuje prítomnosť spoločenstiev *Cuscuta europaeae-Convolvuletum sepium* a *Convolvulo-Epilobietum hirsuti* (zväz *Senecionion fluviatilis*) v brehových porastoch Ipl'a. V našom materiáli to sú zápisy klastrov 1 a 2.

Identifikácia spoločenstiev pomocou expertného systému

Pre priradenie zápisov k spoločenstvám sme použili slovenský aj český expertný systém (JUICE, menu Analysis-Expert system). Výsledok analýzy je uvedený v tab. 1. Miera podobnosti k „vzorovým asociáciám“ stanoveným formálnymi definíciami je vyjadrená indexmi FPI (Frequency-Positive Fidelity Index), FPD (Positive Fidelity Index) a FQI (Frequency index). V tab. 1 uvádzame priemernú hodnotu indexov pre jednotlivé asociácie. Najvyššie hodnoty indexov nezaručujú, že analyzovaný fytocenologický zápis je priradený do asociácie, ktorá je prvá v poradí. Pri jeho zaradení sa program rozhoduje tak, že porovnáva viacero podobných asociácií s najvyššími hodnotami indexov podobnosti. Slovenský expertný systém priradil všetky zápisy k štyrom asociáciám na prahovej úrovni podobnosti s referenčným spoločenstvom (otáznik (?) pri kóde asociácie). Český expertný systém priradil 15 zápisov k dvom asociáciám.

Rastlinné spoločenstvá identifikované podľa slovenského expertného systému (štyri asociácie) sú opísané podľa JAROLÍMEK & ZALIBEROVÁ (2001), JAROLÍMEK et al. (1997) a UHLÍAROVÁ et al. (2015). Priradenie zápisov k rastlinným spoločenstvám je približné (?), aktuálne sú spoločenstvá ruderalizované s výskytom nepôvodných a invázných druhov. Skúmaná časť medzihrádzového priestoru nie je asi 15 – 20 rokov využívaná, pre úspešné zmeny vegetácie je typické zastúpenie viacročných bylín a nálet krov. Expertným systémom sú identifikované spoločenstvá *Holcetum lanati*, *Festuco arundinaceae-Althaeetum officinalis*, typické pre využívané (kosené, extenzívne pasiené) ípeľské inundácie. Podľa expertnej analýzy s využitím českého expertného súboru bolo 15 snímok zaradených do dvoch asociácií, ich druhové zloženie a stanovištné nároky sú spracované podľa LÁNKOVÁ et al. (2009a, b).

Asociácia: MAA01 – *Pastinaco sativae-Arrhenatheretum elatioris* – eutrofné ovsíkové lúky

Zväz MAA *Arrhenatherion elatioris*, Trieda MA *Molinio-Arrhenatheretea*

Diagnostické druhy: *Arrhenatherum elatius*, *Crepis biennis*, *Tragopogon orientalis*, *Trisetum flavescens*.

Konštantné druhy: *Trifolium pratense*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Achillea millefolium* agg., *Plantago lanceolata*, *Galium mollugo* agg., *Trisetum flavescens*, *Ranunculus acris*,

Tabuľka 1: Výsledky analýzy fytocenologických zápisov pomocou slovenského a českého expertného systému pre klasifikáciu vegetácie

Table 1: Results of reléves analysis by using the Slovak and Czech expert systems for the classification of vegetation

Kód	Asociácia	FPFI	PFDI	FQI
	slovenský expertný systém			
?MAA01	<i>Pastinaco sativae-Arrhenatheretum elatioris</i>	7.7	7.2	8.6
N = 1, zápis č. 19				
?MAG05	<i>Holcetum lanati</i>	9.67	8.57	10.77
N = 3, zápis č. 6, 10, 32				
?MAH02	<i>Festuco arundinacea-Althaeetum officinale</i>	10.74	7.08	14.42
N = 30, zápis č. 1,2,3,4,5,7,8,9,11,12,13,14,15,16,17,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,33,34,35				
?MAH04	<i>Rorippo austriaci-Agropyretum repentis</i>	8.3	6	10.5
N = 1, zápis č. 18				
	český expertný systém			
+XCB11	<i>Asclepiadetum syriacae</i>	30.83	38	23.66
N = 6, zápis č. 1,3,21,22,30,34				
?XCB11	<i>Asclepiadetum syriacae</i>	29.6	36.54	22.66
N = 7, zápis č. 4,11,18,19,23,24,27				
?XDA04	<i>Sicyo angulatae-Echinocystidetum lobatae</i>	25.85	25	26.6
N = 2, zápis č. 13,14				

Vysvetlivky: ? - priradenie k spoločenstvu je na prahovej úrovni podobnosti, + priradenie k viac ako jednej asociácii; MAA01 = MA - kód triedy Molinio-Arrhenatheretea, A - zväz Arrhenatherion elatioris, 01 - poradie asociácie Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris v zväze Arrhenatherion elatioris. Poznámka: web stránka Botany.cz uvádza Sicyos ako synonymum pre Echinocystis. PyšTEK et al. (2012) uvádza neofytný druh Sicyos angulatus (prvý výskyt v ČR mimo kultúry v roku 1880) a podobný neofyt Echinocystis lobata (prvý výskyt mimo pestovanej plochy v roku 1911).

Explanation: ? - assignment to the association is approximate, + relevés assigned to more than one association; MAA01 = MA code of the class Molinio-Arrhenatheretea, A - alliance of Arrhenatherion elatioris, 01 - order of the association Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris in the alliance Arrhenatherion elatioris. Note: The Botany.cz website lists the genus Sicyos as synonym for the Echinocystis. PyšTEK et al. (2012) mentions the neophyte species Sicyos angulatus (the first occurrence in the Czech Republic in the wild in 1880) and the similar neophyte Echinocystis lobata (first occurrence in the wild in 1911).

Poa pratensis, *Festuca pratensis*, *Acetosa pratensis*, *Trifolium repens*, *Veronica chamaedrys*, *Tragopogon orientalis*, *Campanula patula*, *Lotus corniculatus*, *Leontodon hispidus*, *Vicia cracca*, *Cerastium holosteoides*, *Crepis biennis*, *Plantago media*, *Carum carvi*, *Anthoxanthum odoratum*, *Rhinanthus minor*, *Knautia arvensis*, *Salvia pratensis*, *Medicago lupulina*.

Dominantné druhy: *Arrhenatherum elatius*, *Trisetum flavescens*, *Trifolium pratense*, *Festuca pratensis*, *Salvia pratensis*.

Uvedená asociácia patrí do skupiny mezofilných lúk, vďaka dostatku vlhky a živín tu prevládajú tráv, ich porasty bývajú menej kvetnaté ako ostatné porasty zväzu *Arrhenatherion elatioris*. V našom území (zápis 19, príloha 1) sa porasty asociácie nachádzajú na kosených protipovodňových hrádzach, oproti obci Selešany je na vonkajšej strane hrázde kosená lúka. V bylinnej vrstve sa nachádzajú druhy ako *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Vicia cracca*, *Poa pratensis*, *Cerastium holosteoides*, *Veronica chamaedrys*, *Leontodon hispidus*. Charakteristický je i výskyt širokolistých bylín *Pastinaca sativa*, *Knautia arvensis*, *Heracleum sphondylium*.

Asociácia: **MAG05 – *Holcetum lanati*** – striedavo vlhké medúnkové lúky

Zväz MAG *Deschampsion cespitosae*, Trieda MA *Molinio-Arrhenatheretea*

Diagnostické druhy: *Cerastium lucorum*, *Holcus lanatus*, *Sanguisorba officinalis*, *Carex ovalis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Cirsium canum*.

Konštantné druhy: *Holcus lanatus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Acetosa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Ranunculus acris*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Festuca pratensis*, *Sanguisorba officinalis*, *Plantago lanceolata*, *Anthoxanthum odoratum*, *Alopecurus pratensis*, *Stellaria graminea*, *Rhinanthus minor*, *Ranunculus repens*, *Lysimachia nummularia*, *Achillea millefolium* agg., *Poa pratensis*, *Myosotis scorpioides*, *Leontodon autumnalis*, *Cirsium canum*, *Carex ovalis*.

Dominantné druhy: *Holcus lanatus*, *Sanguisorba officinalis*, *Agrostis stolonifera* s. lat., *Ranunculus acris*, *R. repens*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Festuca pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Colchicum autumnale*, *Cirsium canum*, *Brachythecium rutabulum*, *Anthoxanthum odoratum*.

Asociácia je tvorená predovšetkým trávami *Festuca pratensis*, *Alopecurus pratensis* a bylinami. Spoločenstvo nadväzuje na vlhké aluviálne lúky. V poraste môže prevládať a stať sa i dominantným druh *Sanguisorba officinalis*, ktorý sme zaznamenali i pri našom mapovaní. Do tejto asociácie boli priradené zápisy 6, 10 a 32 (príloha 1), v ktorých sa vyskytovali druhy *Sanguisorba officinalis*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens*. Porasty tejto asociácie sú v inundačnom území zastúpené len torzovite pri Selešfanoch a v blízkosti hrádzí, ktoré boli najdlhšie kosené.

Asociácia: **MAH02 – *Festuco arundinacea-Althaeetum officinale*** – extenzívne panónske pasienky s ibišom lekársnym
Zväz MAH *Potentillion anserinae*, Trieda MA *Molinio-Arrhenatheretea*

Diagnostické druhy: *Althaea officinalis*, *Festuca arundinacea*, *Dipsacus laciniatus*, *Senecio erraticus*, *Arctium lappa*, *Pulegium vulgare*, *Ononis arvensis*, *Cichorium intybus*, *Rumex crispus*, *Rorippa sylvestris*, *Potentilla anserina*, *Plantago major*, *Daucus carota*.

Konštantné druhy: *Trifolium repens*, *Rumex crispus*, *Ranunculus repens*, *Potentilla anserina*, *Plantago major*, *Plantago lanceolata*, *Festuca arundinacea*, *Daucus carota*, *Althaea officinalis*, *Agrostis stolonifera* s. lat., *Achillea millefolium* agg., *Senecio erraticus*, *Rorippa sylvestris*, *Pulegium vulgare*, *Ononis arvensis*, *Lotus corniculatus*, *Lolium perenne*, *Leontodon autumnalis*, *Elytrigia repens*, *Dipsacus laciniatus*, *Deschampsia cespitosa*, *Cichorium intybus*, *Carex hirta*, *Arctium lappa*.

Dominantné druhy: *Althaea officinalis*, *Agrostis stolonifera* s. lat., *Trifolium repens*, *Ranunculus repens*.

Ide o vysokobylinné, dvojvrstvové spoločenstvo, v našom území je spoločenstvo ruderalizované, má sukcesne pozmenené druhové zloženie, chýbajú diagnostické druhy *Althaea officinalis*, *Festuca arundinacea* (zriedkavo sa vyskytujú mimo zápisov). Z diagnostických druhov sa vyskytujú *Dipsacus laciniatus*, *Cichorium intybus*, *Potentilla anserina*, *Daucus sylvestris*. Z konštantných a dominantných druhov to sú *Achillea millefolium*, *Lythrum salicaria*, *Ranunculus repens* atď. Z invázných druhov to sú *Ambrosia artemisiifolia*, masovo *Asclepias syriaca*, *Stenactis annua*, *Solidago canadensis* a invázny ker *Amorpha fruticosa*. NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ (1968) uvádza výskyt spomínanej asociácie v Lučeneckej kotline v alúviu Ipľa. Asociácia osídľuje čerstvé, vlhké, hlinito-piesočnaté pôdy alúvií, ktoré sú pravidelne zaplavované. Do tohto spoločenstva bolo priradených až 30 fytoecologických zápisov.

Asociácia: **MAH04 – *Rorippo austriaci-Agropyretum repentis*** – zaplavované lúky s roripou rakúskou

Zväz MAH *Potentillion anserinae*, Trieda MA *Molinio-Arrhenatheretea*

Diagnostické druhy: *Rorippa austriaca*, *Artemisia vulgaris*, *Elytrigia repens*, *Tripleurospermum perforatum*, *Cardaria draba*, *Chenopodium album* agg., *Papaver rhoeas*, *Funaria maireana*, *Lactuca serriola*, *Pastinaca sativa*, *Thlaspi arvense*, *Anagallis arvensis*, *Silene latifolia* subsp. *alba*, *Carduus acanthoides*, *Cichorium intybus*, *Vicia hirsuta*.

Konštantné druhy: *Rorippa austriaca*, *Elytrigia repens*, *Artemisia vulgaris*, *Tripleurospermum perforatum*, *Taraxacum sect. Ruderalia*, *Cirsium arvense*, *Achillea millefolium* agg., *Pastinaca sativa*, *Dactylis glomerata*, *Convolvulus arvensis*.

Dominantné druhy: *Rorippa austriaca*, *Elytrigia repens*.

Do asociácie *Rorippa austriacae-Agropyretum repentis*, podľa ZALIBEROVEJ & ŠKODOVEJ (2015) je názov asociácie *Agropyro repentis-Rorippetum austriacae* (TIMÁR 1947) R. Tx. 1950), bol priradený fytoecologický zápis č. 18. Ide o dvojvrstvové spoločenstvo, diagnostický druh *Rorippa austriaca* v zápisoch chýba, vyskytujú sa v ňom ruderalné druhy, ako *Artemisia vulgaris*, *Pastinaca sativa*, a invázne druhy *Asclepias syriaca*, *Solidago canadensis*, *Stenactis annua* a expanzívny *Calamagrostis epigejos*.

Asociácia: **XCB11 – *Asclepiadetum syriacae*** – ruderalná vegetácia s inváznou glejovkou americkou

Zväz XCB *Dauco carotae-Melilotion*, Trieda XC *Artemisietea vulgaris*

Diagnostické druhy: *Asclepias syriaca*, *Ballota nigra*, *Carex hirta*, *Equisetum ramosissimum*, *Erigeron annuus* agg., *Falcaria vulgaris*, *Rubus caesius*, *Setaria pumila*, *Torilis japonica*, *Viola odorata*.

Konštantné druhy: *Achillea millefolium* agg. (prevažne *A. collina*), *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Asclepias syriaca*, *Ballota nigra*, *Calamagrostis epigejos*, *Carex hirta*, *Elytrigia repens*, *Falcaria vulgaris*, *Galium mollugo* agg. (prevažne *G. album* subsp. *album*), *Rubus caesius*, *Urtica dioica*.

Dominantné druhy: *Artemisia vulgaris*, *Asclepias syriaca*, *Elytrigia repens*, *Equisetum ramosissimum*, *Rubus caesius*.

Asociácia predstavuje ruderalné, zapojené a trváce porasty s dominantnou glejovkou americkou (*Asclepias syriaca*) inundačie Ipľa, priradených je 13 zápisov (tab. 1). Jednovrstvové až dvojvrstvové porasty dosahujú výšku až 1,5 m, vo vyššej vrstve sa spolu s glejovkou vyskytujú niektoré širokolisté ruderalné hemikryptofyty, napr. *Artemisia vulgaris*, *Cichorium intybus*, *Rubus caesius*, *Galium mollugo* agg., *Conyza canadensis*, *Picris hieracioides*, *Tanacetum vulgare* a taktiež trávy *Calamagrostis epigejos* a *Elytrigia repens*. V podraсте rastie menej druhov, pričom najčastejšie sú to *Achillea millefolium* agg., *Carex hirta*, *Equisetum arvense* a plazivý *Rubus caesius*. V porastoch sa zvyčajne nachádza 15 – 30 druhov cievnatých rastlín, machová etáž sa vyvíja len zriedka. Pri našich zápisoch sme diagnostický druh uvedenej asociácie *Asclepias syriaca* zaznamenali na piatich lokalitách

s pokryvnosťou viac ako 50 %, na 11 lokalitách dosahoval pokryvnosť nad 25 %. Na ďalších deviatich lokalitách dosahoval druh *Asclepias syriaca* pokryvnosť do 25 %.

Asociácia: **XDA04 – *Sicyo angulatae-Echinocystidetum lobatae*** – ruderalná a poloprirodzená nitrofilná trvávajúca vegetácia vlhkých miest so štetkou laločnatou

Zväz XDA *Senecionion fluviatilis*, Trieda *Galio-Urticetea*

Diagnostické druhy: *Aristolochia clematitis*, *Artemisia vulgaris*, *Aster novi-belgii* s. l., *Atriplex sagittata*, *Bidens frondosa*, *Bromus inermis*, ***Calystegia sepium***, *Chaerophyllum bulbosum*, *Cuscuta europaea*, ***Echinocystis lobata***, *Myosoton aquaticum*, *Persicaria mitis*, *Phalaris arundinacea*, *Saponaria officinalis*, *Solidago gigantea*.

Konštantné druhy: *Artemisia vulgaris*, *Atriplex sagittata*, *Bidens frondosa*, ***Calystegia sepium***, ***Echinocystis lobata***, *Phalaris arundinacea*, ***Urtica dioica***.

Dominantné druhy: *Artemisia vulgaris*, *Bromus inermis*, ***Echinocystis lobata***, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, ***Urtica dioica***.

Dominantným druhom spomínanej asociácie (zázpisy 13 a 14) je jednoročná bylina *Echinocystis lobata*. V našom území bol zaznamenaný na štyroch lokalitách (zázpisy 13, 14, 20 a 27). Štruktúra porastov je výrazne ovplyvnená vysokými jednoročnými i trvácimi nitrofilnými bylinami, predovšetkým *Bidens frondosa*, *Urtica dioica*, na ktorých sa ježatec popína. Ďalšie druhy zastúpené v porastoch sú i liany *Calystegia sepium* a *Fallopia dumetorum*. Pre túto asociáciu je typický väčší podiel druhov viazaných na antropogénne stanovištia, t. j. *Carex hirta*, *Cichorium intybus*, *Potentilla anserina* a *Stenactis annua*. Porasty charakteristické pre prirodzenú a poloprirodzenú nitrofilnú vegetáciu sa v porastoch *Sicyo-Echinocystidetum* nachádzajú v obmedzenom množstve (ŠUMBEROVÁ, 2009). Spolu s uvedeným druhom sa v zázpisoch vyskytovali druhy *Rubus caesius*, *Galium mollugo*, *Asclepias syriaca*, *Achillea millefolium* agg., *Solidago canadensis*, *Artemisia vulgaris*.

ZÁVĚR

Skúmané inundačné územie Iplá (medzihrádzový priestor) predstavuje typickú poriečnu krajinu stredného toku v katastrálnom území obcí Záhorce – Selešany a Vrbovka. Inundačný priestor je na slovenskej strane vymedzený korytom Iplá a ochrannou hrádzou, dosahuje šírku 40 až 150 m. Inundačné územie nie je využívané, z dôvodu malej plochy nie je rozorané (na rozdiel od dolného toku Iplá) a v dôsledku zániku chovu hovädzieho dobytku, oviec a kôz sa nekosi a nepasie. Kosené sú správcom povodia (Slovenský vodohospodársky podnik, š. p. OZ Banská Bystrica) len ochranné hrázde. Preto riečny koridor Iplá potvrdzuje efektivitu expanzívneho šírenia nepôvodných invázných druhov v inundácii a v brehových porastoch. Vo vymedzenom území sme zaznamenali výskyt 11 druhov invázných neofytov, napr. *Ambrosia artemisiifolia*, *Asclepias syriaca*, *Bidens frondosa*, *Negundo aceroides*, *Solidago canadensis*, *Stenactis annua*, Druhy *Cichorium intybus*, *Cirsium vulgare*, *Melilotus albus* a *Tanacetum vulgare*, patria medzi archeofyty. Relatívne novým zaznamenaným neofytom v sledovanej oblasti je ker *Amorpha fruticosa*, pôvodom z východných častí Severnej Ameriky. Pri výskume vegetácie v Poipli v 90. rokoch minulého storočia sme druh nazaznamenali (S. DAVID, in lit.). Zistili sme aj taxóny z kategórie expanzívne a potenciálne invázne druhy.

Invadované porasty sme zdokumentovali 35 fytoecologickými zázpismi. Ich syntaxonomickú klasifikáciu sme urobili pomocou tzv. expertného systému v programe JUICE. Potvrdila sa obtiažnosť klasifikácie invadovaných spoločenstiev, ktoré predstavujú mozaiku spoločenstiev rôznych sukcesných štádií synantropnej, nitrofilnej lemovej a ruderalnej vegetácie. Slovenský expertný systém identifikoval najmä „predinvázne štádiá“ vegetácie riečnych nív (kosené zaplavované lúky a pasienky) a ich ruderalizované štádiá spoločenstiev zväzu *Dauco-Melilotion* a zväzu *Senecionion fluviatilis* s výskytom popínajúcich bylín *Calystegia sepium*, *Echinocystis lobata*, *Humulus lupulus*. Českým expertným systémom boli určené invadované spoločenstvá *Asclepiadetum syriacae* (zväz *Dauco carotae-Melilotion*) a *Sicyo angulatae-Echinocystietum lobatae* (zväz *Senecionion fluviatilis*). Český expertný systém detekuje aj sukcesné štádiá vegetácie vrátane lužných lesov (brehových porastov). Vo vzťahu k interpretácii výsledkov použitia českého expertného systému pre Slovensko je „výhodou“ invadovanej vegetácie jej kozmopolitnosť a uniformita.

Okrem kosenia ochranných hrádz nie je invadovaná vegetácia, resp. invázne druhy manažovaná(é). Jej výskyt je v súčasnosti (v úseku Kováčovce – ústie Iplá) sústredený najmä do inundačného priestoru rieky Ipeľ. Na dolnom a strednom toku Iplá je v inundácii málopočetný výskyt invázneho pohánkovca *Fallopia ×bohemica*. Výskyt sme zaznamenali na hrádzach (Šahy), na brehu kanála Krtíš nad zaústením do Iplá, častejšie je v intravilánoch obcí. Nezaznamenali sme inváziu netýkavku *Impatiens glandulifera*, spolu s *Fallopia ×bohemica* je masovo rozšírená na dolnom toku Hrona. Bolševník obrovský (*Heracleum mantegazzianum*) sme na Poipli (ani Pohroní) nezistili, porasty sme zaznamenali na východoslovenských tokoch Uh a Laborec. Expanzia *Asclepias syriaca* do mimoinundačného priestoru, šírenie *Amorpha fruticosa* (v CHKO Latorica aj na kosené lúky a do poľných kultúr, S. DAVID, in lit.), *Negundo aceroides* a *Solidago canadensis* v inundácii naznačuje, že sa súčasný stav dramaticky mení.

Podakovanie

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Obnova a budovanie technickej infraštruktúry výskumu a vývoja Ústavu krajinnnej ekológie Slovenskej akadémie vied, kód ITMS: 26210120007, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja (90 %).

LIERATÚRA

- BRANDES, D. & SANDER, C. 1995: Neophytenflora der Eibufer. *Tuexenia*, 15: 447-472.
- BURAI, P., LAPOSI, R., TOMOR, T., SCHMOTZRE, A. BOGNAR & V. K. 2011: Mapping invasive vegetation using AISA Eagle airborne hyperspectral imagery in the Mid-Ipoly-Valley. *Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS)*, 2011 3rd Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS), Lisbon, Portugal, 6-9, June, 2011, p. 1-4.
- CVACHOVÁ, A. & GOJDIČOVÁ, E. 2003: Usmernenie na odstraňovanie inváznych druhov rastlín. ŠOP SR, Banská Bystrica, 68 pp.
- DAVID, S. 1987: Floristický výzkum zanikajících lokalit nivy Iplu. Jubilejní zborník Tekovského múzea v Leviciach, p. 117-153.
- DINKOVÁ, P. 2016: Invázne rastlinné druhy inundačného územia Iplu v katastrálnom území obce Záhorce. Diplomová práca. FPV UKF v Nitre, 65 pp.
- DOSTÁL, J. & ČERVENKA, M. 1991: Veľký klúč na určovanie vyšších rastlín I. Bratislava: SPN, p. 9-775.
- DOSTÁL, J. & ČERVENKA, M. 1992: Veľký klúč na určovanie vyšších rastlín II. Bratislava: SPN, p. 785-1567.
- FEKETE, Š. 1972: Úpravy rieky Iplu v strede záujmov ochrany prírody. Práce a štúdie Československej ochrany prírody pri SÚPSOP v Bratislava, IV/3, Bratislava, Príroda, 212 pp.
- FÉR, T. 2013: Šíření rostlin říčními koridory – co se dozvíme ze studia DNA. *Živa*, 1/2013: 11-14.
- FRANKLIN, J.F. & FORMAN, R.T.T. 1987: Creating landscape patterns by forrest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape ecology*, 1: 5-18.
- GOJDIČOVÁ, E., CVACHOVÁ, A. & KARASOVÁ, E. 2002: Zoznam nepôvodných inváznych a expanzivných cievnatých rastlín Slovenska. Ochrana prírody, 21: 59-79.
- HRIVNÁK, R. 2004: The plant communities of *Phragmitetalia* in the catchment area of the Ipeľ river (Slovakia and Hungary) 1. Reed wetlands (*Phragmites communis*). *Biologia*, 59: 75-99.
- LÁNIKOVÁ, D., CHYTRÝ, M. & LOSOSOVÁ, Z. 2009a: Suchomilná ruderalní vegetace s dvouletými a vytrvalými druhy. p. 206-288. In: CHYTRÝ, M. (ed.): Vegetace České republiky. 2. Ruderalní, plevelová, skalní a suťová vegetace, Academia, Praha, 524 pp.
- LÁNIKOVÁ, D., KOČI, M., SÁDLO, J., ŠUMBEROVÁ, K., HÁJKOVÁ, P., HÁJEK, M. & PETŘÍK, P. 2009b: Nitrofilní vytrvalá vegetace vlhkých a mezických stanovišť. p. 289-378. In: CHYTRÝ, M. (ed.): Vegetace České republiky. 2. Ruderalní, plevelová, skalní a suťová vegetace, Academia, Praha, 524 pp.
- CHYTRÝ, M. & PYŠEK, P. 2009: Kam se šíří zavlečené rostliny? 3. Obecné příčiny invazibility společenstev. *Živa*, 3/2009: 110-1123.
- JANIŠOVÁ, M. 1997: Nepôvodné druhy a ich šírenie. DAPHNE – časopis pre aplikovaný environmentálny výskum, Bratislava, 4/1, p. 25-28.
- JAROLÍMEK, I., ZALIBEROVÁ, M., MUCINA, L. & MOCHNACKÝ, S. 1997: Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 2. Synantropná vegetácia. Veda, Bratislava, 416 pp.
- JAROLÍMEK, I. & ZALIBEROVÁ, M. 2001: *Convolvuletalia sepium* R. Tx. 1950. s. 23-49. In: VALACHOVIČ, M. (ed.): Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 3. Vegetácia mokradí, Veda, Bratislava, 435 pp.
- KNÁPEKOVÁ, M. 2012: Mapovanie a manažment *Fallopia japonica* a *Asclepias syriaca* vo vybraných oblastiach v okrese Veľký Krtíš. Diplomová práca, SPU v Nitre, 67 pp.
- LHOTSKÁ, M., KROPÁČ, Z. & KOPECKÝ, K. 1971: Příspěvek ke květeně povodí středního toku Iplu. *Ac. Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.*, Bratislava, 17: 131-154.
- MARHOLD, K. & HINDÁK, F. (eds.) 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Bratislava: Veda, vydavateľstvo SAV, 688 pp.
- MARKOVÁ, Z. & HEJDA, M. 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*, 1/2011: 10-14.
- MAZÚR, E. & LUKNIŠ, M. 1978: Regionálne geomorfologické členenie SSR. *Geografický časopis*, 30: 101-125.
- MEDVECKÁ, J., KLIMENT, J., MÁJEKOVÁ, J., HALADA, L., ZALIBEROVÁ, M., GOJDIČOVÁ, E., FERÁKOVÁ, V. & JAROLÍMEK, I. 2012: Inventory of the alien flora of Slovakia (Přehled nepůvodní flóry Slovenska). *Preslia*, 84: 257-309.
- MCNEELY, J. A., MOONEY, H. A., NEVILLE, L. E., SCHEI, P. J. & WAAGE, J. K. (eds.), 2001: A global strategy on invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland, 50 pp.
- MICHAL, P. 2003: Ipeľská kotlina. Príroda a človek. FPV UMB, Banská Bystrica, 156 pp.
- MORAVEC, J. (ed.), 1994: Fytocenologie (nauka o vegetaci), Academia, Praha, 404 pp.
- MŽP SR, 2011: Vodný plán Slovenska. Plán manažmentu správneho územia povodia Dunaja. Plán manažmentu správneho územia povodia Visly. Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, Slovenská agentúra životného prostredia, December 2009, 140 pp.
- MŽP SR, 2014: Vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 158/2014 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov. [cit. 2017-04-28]. Dostupné na internete: <http://www.zakonypreludi.sk/zz/2014-158>
- NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z. 1968: Beitrag zu den floristisch-phytozoologischen Verhältnissen der Gegend von Lučenec. *Biol. Práce*, Bratislava, 14/4: 1-70.
- PAUKOVÁ, Ž., KNÁPEKOVÁ, M., HAUPTVOGL, M. 2014: Mapovanie výskytu populácií cudzích druhov *Asclepias syriaca* a *Fallopia japonica* v poľnohospodárskej krajine. *Journal Central European Agriculture*, 15: 12-22.
- PICKETT, S.T.A., BURCH, W.R. JR., DALTON, S.D. & FORESMAN, T.W. 1997: Integrated urban ecosystem research. *Urban Ecosystems*, 1: 183-184.
- PYŠEK, P. & PRACH, K. 2005: Zavlečené a invazní druhy jako ukazatele změn biodiversity. In: DAVID VAČKÁŘ (ed.): Ukazatele změn biodi-

- verzity, Academia, Praha, p. 129-146.
- PYŠEK, P. & SÁDLO, J. 2004: Zelení cizinci a nové krajiny 1. Invazní rostliny: sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír*, 83: 35–40.
- PYŠEK P., DANIHELKA J., SÁDLO J., CHRTEK J. JR., CHYTRÝ M., JAROŠÍK V., KAPLAN Z., KRAHULEC F., MORAVCOVÁ L., PERGL J., ŠTAJEROVÁ K. & TICHÝ L., 2012: Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84: 155–255.
- SHMÚ, 2010. Hydrologická ročenka - povrchové vody, 2010. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 227 pp.
- SCHMOTZER, A. 2015: Occurrence of *Lindernia dubia* (L.) Pennell in the Ipoly valley (Hungary and Slovakia). *Studia Bot. Hung.*, 46: 77–89.
- ŠUMBEROVÁ, K. 2009. XDA04 *Sicyo angulatae-Echinocystietum lobatae* Fijałkowski ex Brzeg et Wojterska 2001. In: CHYTRÝ, M. (ed.): Vegetace České republiky. 2. Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha, pp. 303-306.
- TICHÝ, L. 2002: JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci.*, 13: 451–453.
- TICHÝ, L., HOLT, J. 2006: JUICE program for management, analysis and classification of ecological data, Program manul, Czech Republic. [cit. 2017-04-28]. Dostupné na: http://www.sci.muni.cz/botany/juice/JUICEman_all.pdf 11/2015.
- UHLIAROVÁ, E., JANIŠOVÁ, M., UJHÁZY, K., ŠKODOVÁ, I. & HÁJEK, M. 2015: *Arrhenatherion elatioris* Luquet 1926 – Mezofilné lúky. In: HEGEDŮŠOVÁ-VANTAROVÁ, K., ŠKODOVÁ, I. (eds.): Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinno-bylinná vegetácia, Bratislava, Veda, p. 202-239.
- VALACHOVIČ, M. 1987: K cenológii druhu *Asclepias syriaca* na Záhorskej nížine (Západné Slovensko). *Zprávy Čs. Bot. Společ.*, 22: 59–60.
- VITOUSEK, P. M., D'ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. 1996: Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468–478.
- ZALIBEROVÁ, M. & ŠKODOVÁ, I. 2015: *Potentillion anserinae* R. Tx. 1947. In: HEGEDŮŠOVÁ-VANTAROVÁ, K., ŠKODOVÁ, I. (eds.): Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinno-bylinná vegetácia, Bratislava, Veda, 2014, p. 331-350.

Etáž/Klaster	Et.	K1			K2			K3			K4												Percentuálna frekvencia druhov																					
		1		2	1		1	1	1	3	3	3			1	2	2	1	1	1	7	3	1	6	3	0	1	3	9	5	4	6	2	8	Klaster	K1	K2	K3	K4					
		3	0	2	4	6	8	9	5	2	7	4	5	4	9	0	7	2	8	1	1	2	1	1	7	3	1	6	3	0	1	3	9	5						4	6	2	8	Počet zápisov
Druh/Zápis		E3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Achillea millefolium	100	100	100	100
		E3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Poa pratensis subsp. angustifolia	100	100	100	79	
Negundo aceroides	E3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Rubus caesius	100	100	75	58	
Populus alba	E3	+	.	.	.	3	1	.	.	r	.	r	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	Carex hirta	100	75	100	79	
Robinia pseudacacia	E3	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Galium mollugo	100	75	88	68	
Amorpha fruticosa	E2	.	.	.	.	.	.	.	.	3	4	3	2	4	3	.	3	+	2	.	2	.	+	.	2	+	.	1	.	.	+	3	1	r	.	.	.	Conyza canadensis	100	5	.	16		
Crataegus monogyna	E2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	r	.	r	.	+	+	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	r	1	+	.	Cichorium intybus	100	25	63	68		
Frangula alnus	E2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Urtica dioica	100	25	13	.		
Rosa canina	E2	.	.	r	.	.	.	.	.	1	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	Plantago lanceolata	75	100	88	79		
Agrimonia eupatoria	E1	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	2	1	.	1	Calamagrostis epigejos	75	100	63	74		
Achillea millefolium	E1	+	2	1	+	2	2	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	+	1	1	2	+	2	2	1	1	2	+	1	2	2	1	1	.	.	.	Vicia cracca	75	100	25	74		
Ambrosia artemisiifolia	E1	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	2	.	.	.	.	.	3	.	1	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	.	+	r	+	.	.	.	Solidago canadensis	75	75	75	89		
Artemisia vulgaris	E1	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	2	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	Pastinaca sativa	75	75	.	32			
Asclepias syriaca	E1	.	3	3	.	4	2	2	4	.	2	3	1	.	2	1	r	2	3	4	2	3	4	2	3	1	2	1	2	1	3	3	3	.	.	.	Calystegia sepium	75	5	38	5			
Bidens frondosa	E1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	Potentilla anserina	75	5	13	32		
Bromus erectus	E1	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Echinochystis lobata	75	.	.	5		
Calamagrostis epigejos	E1	+	1	1	.	3	3	3	3	.	+	1	.	2	1	1	1	3	.	4	+	+	+	3	2	.	3	+	.	4	3	3	.	.	.	Stenactis annua subsp. annua	5	100	100	58				
Calystegia sepium	E1	2	1	.	1	.	+	1	.	.	r	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Asclepias syriaca	5	100	75	100		
Carex hirta	E1	2	2	1	+	1	.	3	2	1	r	2	3	1	2	1	2	.	1	1	2	+	.	1	1	2	2	1	+	1	1	.	.	1	.	.	Tanacetum vulgare	5	75	.	100			
Carex muricata	E1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Heracleum sphondylium	5	5	.	.		
Centaurea jacea	E1	.	.	.	.	1	1	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.	+	1	r	+	.	1	.	.	.	.	.	Stenactis annua subsp. septentrionalis	5	25	75	63			
Cichorium intybus	E1	+	+	r	1	.	.	.	1	+	2	.	+	1	.	2	.	.	.	.	1	r	1	1	1	+	+	+	+	.	+	.	1	+	.	.	Daucus sylvestris	5	25	63	68			
Cirsium vulgare	E1	.	.	.	.	1	+	2	2	.	2	1	.	1	+	1	.	+	r	+	2	r	.	+	+	+	+	+	1	+	2	+	1	.	.	.	Dipsacus fullonum	5	.	63	37			
Conyza canadensis	E1	+	r	r	1	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Silene vulgaris	5	.	38	58		
Daucus sylvestris	E1	.	.	+	+	.	.	.	+	.	1	.	2	1	1	+	1	.	.	+	r	+	1	.	+	+	+	1	.	1	.	1	2	.	.	.	Bidens frondosa	5	.	13	26			

[illegible]

Výsvetlivky: Et - vertikálna klasifikácia vegetácie (etáže) - E3 stromová etáž (nad 3 m), E2 krovitá etáž (1-3 m), E1 bylinná etáž do 1 m, K1 až K4 - klaster 1 až klaster 4
Explanatory note: Et - vertical classification of vegetation - E3 tree layer (above 3 m), E2 shrub layer (1-3 m), E1 herb layer (up to 1 m), K1 to K4 clusters K1-K4

Príloha 2: Lokality fytoocenologických zápisov. Pre všetky zápisy platia nasledujúce údaje: k.ú. Záhorce - Seleštany, brehová vegetácia, nevyužívané, ruderalizované porasty, medzihrádzový priestor ľavého brehu rieky Ipeľ, 146 - 151 m n. m., plocha 5×5 m; pokiaľ nie je uvedené inak, autor fytoocenologických snímok P. Dinková.

Appendix 2: List of the relevés from the Ipeľ river floodplain used in classification in a shortened form (data that are repeated: k.ú. (cadastral territory) Záhorce - Seleštany, riparian vegetation, abandoned, ruderalized vegetation, area of the left bank of the Ipeľ river, 146 - 151 m a.s. l., area of the relevés (5×5 m); unless otherwise stated, author of phytocoenological relevés: P. Dinková)

Zápis č. 1: 12. 7. 2015, N 48°05'24,1" E 19°20'36,1", pokryvnosť: E1 70 %. Zapisali: S. David, P. Dinková. **Zápis č. 2:** 12. 7. 2015, N 48°05'22,4" E 19°20'57,8", pokryvnosť: E1 80 %. Zapisali: S. David, P. Dinková. **Zápis č. 3:** 13. 7. 2015, N 48°05'22,4" E 19°21'09,7", pokryvnosť: E2 10 %, E1 80 %. **Zápis č. 4:** 20. 7. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,18" E 19°21'09,22", pokryvnosť: E2 30 %, E1 60 %. **Zápis č. 5:** 20. 7. 2015, súradnice GPS N 48°05'20,30" E 19°21'06,50", pokryvnosť: E2 10 %, E1 40 %. **Zápis č. 6:** 20. 7. 2015, súradnice GPS N 48°05'20,30" E 19°21'07,60", pokryvnosť: E2 10 %, E1 80 %. **Zápis č. 7:** 1. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'26,23" E 19°21'18,85", pokryvnosť: E2 60 %, E1 40 %. **Zápis č. 8:** 1. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'27,11" E 19°21'25,21", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 9:** 8. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'26,78" E 19°21'28,10", pokryvnosť: E2 10 %, E1 60 %. **Zápis č. 10:** 8. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'26,53" E 19°21'30,94", pokryvnosť: E2 60 %, E1 30 %. **Zápis č. 11:** 15. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'21" E 19°20'11", pokryvnosť: E1 70 %. **Zápis č. 12:** 15. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'21" E 19°20'20", pokryvnosť: E1 70 %. **Zápis č. 13:** 16. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'20,13" E 19°20'20,33", pokryvnosť: E3 10 %, E1 70 %. **Zápis č. 14:** 16. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'20,18" E 19°20'19,80", pokryvnosť: E1 80 %. **Zápis č. 15:** 22. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'21,458" E 19°20'12,306", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 16:** 22. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'21,875" E 19°20'12,519", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 17:** 22. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,447" E 19°20'8,402", pokryvnosť: E1 80 %. **Zápis č. 18:** 22. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,291" E 19°20'7,073", pokryvnosť: E1 60 %. **Zápis č. 19:** 22. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,476" E 19°20'5,790", pokryvnosť: E3 10 %, E1 80 %. **Zápis č. 20:** 23. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'20,338" E 19°20'22,104", pokryvnosť: E1 80 %. **Zápis č. 21:** 29. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,713" E 19°20'30,214", pokryvnosť: E3 10 %, E1 50 %. **Zápis č. 22:** 29. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,816" E 19°20'31,012", pokryvnosť: E2 10 %, E1 70 %. **Zápis č. 23:** 29. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'23,328" E 19°20'32,533", pokryvnosť: E2 10 %, E1 40 %. **Zápis č. 24:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'23,567" E 19°20'33,175", pokryvnosť: E2 10 %, E1 70 %. **Zápis č. 25:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'23,541" E 19°20'36,101", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 26:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,577" E 19°20'37,801", pokryvnosť: E2 10 %, E1 80 %. **Zápis č. 27:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,511" E 19°20'40,196", pokryvnosť: E2 10 %, E1 80 %. **Zápis č. 28:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,253" E 19°20'43,598", pokryvnosť: E2 10 %, E1 60 %. **Zápis č. 29:** 30. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,562" E 19°20'45,625", pokryvnosť: E2 10 %, E1 90 %. **Zápis č. 30:** 31. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'23,992" E 19°20'51,010", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 31:** 31. 8. 2015, súradnice GPS N 48°05'22,438" E 19°20'16,018", pokryvnosť: E1 80 %. **Zápis č. 32:** 7. 9. 2015, súradnice GPS N 48°05'24,528" E 19°20'10,384", pokryvnosť: E2 20 %, E1 90 %. **Zápis č. 33:** 7. 9. 2015, súradnice GPS N 48°05'25,325" E 19°20'14,495", pokryvnosť: E1 90 %. **Zápis č. 34:** 7. 9. 2015, súradnice GPS N 48°05'26,418" E 19°20'29,421", pokryvnosť: E1 95 %. **Zápis č. 35:** 7. 9. 2015, súradnice GPS N 48°05'23,361" E 19°20'42,103", pokryvnosť: E1 90 %.

NÁVRHY K MANAŽMENTU V NPR DEVÍNSKA KOBÝLA S OHĽADOM NA VYBRANÉ DRUHY DREVÍN

PETER KUČERA

Proposals to the management of the NNR Devínska Kobyla regarding selected woody species

Abstract: Beginning with pasture abandonment in 1949, artificial plantations and secondary succession of shrub and tree species negatively affect plant species and vegetation diversity of the National Nature Reserve Devínska Kobyla. Current management works (duration 2015–2017) are focused on reduction of woody species expanding at human-induced grasslands, habitats of former pastures. Actual field investigation of oak taxa (*Quercus* spp.) in the NNR Devínska Kobyla revealed importance of some individuals/populations to further floristical and taxonomical research. This paper presents remarks and proposals to the reserve management regarding the need of a supervised management of woody species, especially the oak taxa. Attention to chosen current management practices in grazing is given as well.

Key words: Devínske Karpaty, goats, nature conservation, nature reserve, pasture, *Quercus*, shrubs

ÚVOD

V roku 1949 v období, keď v našom štáte nanovo došlo k závažným zmenám politického systému a nastúpilo ďalekosiahle ovplyvnenie života spoločnosti, sa na nelesnatej, spodnej časti západných a južných svahov Devínskej Kobyly prestalo vypásť (KALETA 1968). Pásienky zaberali drvivú časť dnešnej rezervácie NPR Devínska Kobyla (okrem extrémnych lokalít: steny lomov a pod.): rozsiahly opis Devínskej Kobyly (skôr Devínskych Karpát) od Mikeša (1938), i keď zdanlivo jasne delený („pásma Devínskej Kobyly“, s. 44), v sebe značne kombinuje horizontálne a vertikálne členenie územia, kvôli ktorému treba obozretné pristupovať k výberu informácií pre územie vlastnej rezervácie.

Už v roku 1956 sa začalo umelé zalesňovanie celého územia od Devína po Devínsku Novú Ves, pri ktorom sa značne šírili ruderálne druhy (KALETA 1968). Podľa údajov FUTÁKA (1964) už vtedy dochádzalo k sekundárnej sukcesii kriačkov a stromov – o výskyte krovísk sa však zmienil i MIKEŠ (1938), časť výsadiieb (uvedené boli len borovice) dokonca zhorela pri požiari. Futák spomenul nielen vyhlásenie štátnej ochrany vybraných častí územia v roku 1964 (podrobnejšie KRIPPEL 1971), ale v jeho stručnej botanickej charakteristike územia nájdeme aj pripomienky k súdobému manažmentu lokality.

Už v 70. rokoch 20. storočia, iba dve desaťročia od začiatku zalesňovania, boli zalesňovacie práce prehodnotené a začali sa odstraňovať (M. MICHALCO 1977), pravda, iba sčasti. V rozsiahlej, prevažne botanickej monografii o Devínskej Kobyle (FERÁKOVÁ et al. 1997a) sa pri dátach o *Pinus nigra* uvádza, že od roku 1976 bol zavedený postupný výrub, pri *P. sylvestris* riadená prebierka; do dnešnej doby však zostali súvislé plochy týchto drevín.

Ako výsledok úsilia prírodovedcov boli v roku 1986 chránené, navzájom oddelené územia nad Devínom a na Sandbergu spojené, s pripojením časti Merice (Štátny zoznam... c2007, viac KOCIANOVÁ 1997). Do územia dnešnej NPR Devínska Kobyla tak boli zahrnuté aj lesné porasty, vzniknuté výsadbami (borovice, lipa, dub, smrekovec, jasene).

Absencia stáročného tradičného obhospodarovania odlesnených svahov Devínskej Kobyly sa nakoniec prejavila v sukcesných zmenách takmer všetkých biotopov. Zistenie zhoršenia prírodoochranného významného stavu populácií druhov a ich spoločenstiev sa stalo podnetom na prehodnotenie dávnejších metód ochrany území, ukázala sa potreba riadeného manažmentu (KOCIANOVÁ 1997), začal sa vedecký výskum zmien vegetácie (prehľady: HAJDÚK 1997, SENKO et al. 2008), zistená bola aj pozitívna úloha slabých riadených požiarov na vegetáciu.

Podľa SENKA et al. (2008) evidovaný aktívny manažment v NPR Devínska Kobyla začal až v roku 1995. V roku 2013 nastúpila nová fáza vo vykonávaní manažmentu územia – bola zriadená pastva kôz v rezervácii (Po viac ako 50tich... 2013), nasledované plošným odstraňovaním drevín (Devínska Kobyla... 2015).

Cieľom predloženého príspevku je podať doplnujúce informácie k manažmentu drevín, predovšetkým dubov, rastúcich na území rezervácie (pozri KUČERA 2017). Zložitost' taxonomickej problematiky diferenciacie druhov dubov, riešená v početných zahraničných publikáciách, obťažnosti determinácie taxónov spolu s poznatkami, ktoré som získal výskumom v území a začatou revíziou herbárových dokladov zo Slovenska, boli podnetom na zaslanie upozornenia na Správu CHKO Malé Karpaty v januári 2016 o výskyte vedecky (taxonomicky, florogeneticky a floristicky) významných taxónov dubov na území rezervácie, spolu s príkladmi a konkrétnymi lokalitami tak, aby bolo možné zachovanie vybraných jedincov v rámci plánovaného výrubu (manažmentu) pre budúce štúdium. Predložený text vychádza z hodnotiacich správ (KUČERA 2016a, 2016b), vypracovaných pred letno-jesenným manažmentom roku 2016.

METODIKA

Zistenia k problematike dubov a manažmentu vykonávaného v území NPR Devínska Kobyla vychádzajú z terénnych poznatkov, získaných v území od roku 2013 (pri konkrétnych dátach označené v prípade potreby iniciálami PK). Latinské mená rastlín sú uvedené podľa MARHOLDA et al. (1998). Zmienky o manažovaných polygónoch sa týkajú obdobia manažmentov z rokov 2015 – 2017, koordinovaných DAPHNE – IAE v rámci projektov LIFE10 NAT/SK/000080 a AZ 31163-33/2.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Všeobecné poznámky k manažmentu drevín v NPR Devínska Kobyla

(A) Predovšetkým treba zdôrazniť, že manažment veľkej časti chránených území, ktorých príkladom je aj NPR Devínska Kobyla, je nutné vykonávať dlhodobo a nepretržite. V dlhodobom pohľade prerušované vykonávanie manažmentu – t. j. zachovávanie prírodoochranných hodnôt štátom chráneného územia – môže mať totiž za následok dokonca i urýchlené zhoršenie stavu biotopov na chránených lokalitách.

Výslovným príkladom je výrub drevín: pôvodne redšie kroviny, napr. s *Ligustrum vulgare*, vzniknuté spontánnou sukcesiou – a preto menej zapojené, sa pri jednorazovom vyrúbaní menia na súvislé húštinky výmladkov (napr. nad severnou časťou Devína, 2016), v ktorom nemá podmienky na prežitie ani sukcesne pokročilá travinno-bylinná vegetácia, nieto cieľové xerothermné spoločenstvá. Predtým len postupne sa zapájajúce kroviny hlohov (*Crataegus* spp.) s 1 – 2 (– 3) kmienkami (napr. plošina Sandbergu) po vyrúbaní zmladzujú podobne živelne, taktiež aj z koreňov. Takto ovplyvnené zárusty nakoniec z prírodoochranného hľadiska vyžadujú – bez podporného manažmentu, napr. pastvy – väčšiu údržbu ako predošlé spontánne sukcesné zmladenie.

Trvaním jednotlivého projektu časovo ohraničené začatie a ďalšie vykonávanie manažmentu je potrebné predĺžiť, zvyčajne na neobmedzenú dobu vzhľadom ku konkrétnym prírodoochranným cieľom v danom území. Mementom minulých desaťročí nech je napr. projekt tzv. záchranného prenosu populácií *Dactylorhiza maculata* ssp. *transsilvanica* (BERNÁTOVÁ et al. 1993) pri stavbe vodnej nádrže Turček v Kremnických vrchoch, sprevádzaný spolitizovaným ovplyvňovaním verejnej mienky a publikovaním zavádzajúcich informácií (porov. napr. CHMELÁR et al. 1998) s podporou niektorých prírodovedcov. Projekt skončil, oplotenie sa rozpadlo, lokalita dnes zarastá, populácia „zachráneného druhu“ je pred vymiznutím (9. 5. 2011, D. Bernátová, P. Kučera).

(B) Problematickou časťou manažmentov je i odpratávanie vyfatej drevinnej masy (podobne však i biomasy z kosby), keďže nie vždy je možné ju využiť či niekedy i vôbec prepraviť z lokality. Nespotrebované konáre, pokiaľ sa nevyužijú na zametňovanie vybraných antropogénnych rýh, je najvhodnejšie spáliť, aby sa predišlo hromadeniu veľkých, do plochy rozložených kôp, ktoré zabraňujú nielen v raste druhov podrastu, ale obmedzujú aj pohyb zveri a rovnako tiež zvierat použitých v rámci obnovného manažmentu. V oblasti Waitovho lomu využité štiepkovanie je jedným z možných moderných riešení, má však spornú stránku: nasýpanie štiepky na vegetáciu v hrubej a súvislej vrstve, ktorá zabraňuje prežitiu nedrevinovej druhov.

(C) Pri vyrezávaní krovín (i pred súčasnou etapou manažmentu) bolo možné v NPR Devínska Kobyla miestami pozorovať nahádzanie konárov a kmienkov na nezarastené lúčne porasty či dokonca do strmých xerothermných svahov. Tento spôsob uloženia biomasy je úplne v rozpore voči cieľom manažmentu a v konečnom dôsledku podporuje odumretie chránenej vegetácie. Preto je potrebné vždy dôsledne kontrolovať a regulovať manažmentové práce v teréne.

(D) Značené turistické a náučné chodníky v chránených územiach majú prepotrebnú a nezastupiteľnú náučnú úlohu vo vzdelávaní verejnosti o potrebe a dôvodoch vyhlásenia ochrany. Do vykonávania manažmentu v rezervácii, napr. miestami nad Devínom i ďalších jej častiach, na ktoré som upozornil zodpovedných pracovníkov (august 2016), neboli zahrnuté kroviny a stromy prerastajúce do trasy náučného chodníka.

Návštevníci potom zákonite vybočujú z trasy pôvodného kopaného chodníka, aby zárusty obišli (vrátane *Cerasus mahaleb*, obr. 1), pričom dochádza k vyšľapávaniu novej, obchádzkovej trasy, ktorá už je viac náchylná k pôdnej erózii, pretože je šikmá – na rozdiel od náležite upraveného pôvodného chodníka, posunutá do skloneného svahu. Je aj horšie schodná, hlavne po dažďoch, takže dochádza k rozširovaniu trasy a zásahom do priľahlých cieľových nelesných vegetačných typov, resp. ich značnému poškodeniu. Problematický úsek zachytený na obr. 1 bol do jari 2017 náležite upravený, zostáva podobným spôsobom korigovať všetky ďalšie takéto časti chodníkov. Do príslušnej údržby turistických trás treba zahrňovať aj úseky ležiace mimo manažovaných polygónov.

(E) Súčasťou súčasných manažmentových zásahov v NPR Devínska Kobyla sa stala na časti územia aj pastva kôz v oplôtkoch alebo navoľno (Waitov lom, sprvu i nad Devínom). V rámci oplôtkov však nie je nijako zabezpečená ochrana prírodoochranné významných krovitých druhov, napr. *Rhamnus saxatilis*, majúceho na Slovensku jedinú lokalitu výskytu práve na Devínskej Kobyle (FERÁKOVÁ et al. 1997b). Obluba kôz v obžieraní drevín, lúpaní kôry, by mohla mať za následok zlikvidovanie populácie tohto druhu na pastvou manažovaných plochách. Je potrebné preveriť mieru aktuálneho poškodenia/zničenia jedincov vplyvom doteraz vykonávanej pastvy. Veľkému riziku likvidácie je vystavená i nízko vzrastná čerešňa *Cerasus fruticosa*.



Obr. 1. Posunutie trasy náučného chodníka nad Devínom o 2 – 3 m kvôli zarastaniu krovínami. Foto P. Kučera, 13. 4. 2016.

Fig. 1. Shift of the educational trail route above Devín by 2 – 3 m due to overgrowing by shrubs. Photo P. Kučera, 13. 4. 2016.

(F) Územné ohraničenie vykonávaných manažmentových zásahov v NPR Devínska Kobyla bolo nutne limitované výberom prioritných plôch na ich vykonanie. Mimo pozornosti sa tak ocitli výsadbami lesných porastov izolované zvyšky nelesnej vegetácie na svahoch východne nad Devínom – záhradami (južne od Waitovho lomu), ešte doteraz miestami so zvyškovým výskytom *Adonis vernalis*, *Pulsatilla* spp. (naľavo od súradníc ± 6 m, $48^{\circ}11,532'$ s. š., $16^{\circ}58,984'$ v. d., 4. 3. 2016, 25. 3. 2016).

Fragmenty a izolované zvyšky bývalých lúčnych porastov začínajú v úrovni náučného turistického chodníka (*Adonis vernalis*, ± 8 m, $48^{\circ}11,455'$ s. š., $16^{\circ}59,012'$ v. d., 25. 3. 2016), pokračujú aj v blízkosti mladej výsadby *Fraxinus ornus*. Bolo by vhodné, keby sa všetky takéto miesta so zvyškami prírodoochrane dôležitých populácií rastlín a vegetačných typov ešte dohľadali a vykonal sa manažment aj tam v čo najbližšej dobe. Vzhľadom na priestorové umiestnenie by boli akýmsi „premostením“ pre populácie prírodoochrane významných objektov pre toto územie (vzájomne izolovaných v častiach nad Devínom a v oblasti Sandbergu), ich ďalšími genofondovými rezervami.

(G) Pri sústredení súčasného manažmentu na zarastajúce nelesné biotopy sú celkom opomenuté vysadené lesné porasty, na ktorých došlo na súvislých plochách k úplnému alebo takmer úplnému vymiznutiu podrastu. Cielovým výrubom možno pomiestne napomôcť rozširovaniu prirodzeného lesného podrastu, niekde naopak stojí za zváženie záchrana zvyškov pôvodnej vegetácie z obdobia pasienkov (pozri vyššie).

(H) Na záver tejto časti, na príklade oblasti Sandbergu je možné poukázať na estetickú krajínovú funkciu vybraných jedincov drevín (v blízkosti turistického chodníka napr. jeden jedinec *Pinus sylvestris*, *Tilia cordata*), ktoré boli zachované v zimných manažmentových zásahoch v roku 2016. Tento spôsob manažmentu je hodný podpory, v okolí je ešte potrebné zredukovať zmladenie cere (*Quercus cerris*), prípadne iných jedincov dubov: v odlesnenom okolí majú duby tendenciu budovať rozložitú korunu, ktorá by v budúcnosti významne zatienovala nelesnú xerotermnú vegetáciu. Preto treba ponechávať iba vybrané jedince.

Poznámky k jednotlivým druhom drevín v NPR Devínska Kobyla

Podľa informácií k plánovaným manažmentovým zásahom v rezervácii, dostupných na webových stránkach DAPHNE – IAE (Devínska Kobyla... 2015), boli cieľom výrubu predovšetkým v území nepôvodné druhy (agát, jaseň mannový, borovica čierne) a príliš tieniace dreviny, naopak, ponechané mali byť „pôvodné neagresívne druhy, ako dub plstnatý, čerešňa mahalebková a driev obyčajný“.

Pri prechádzaní rôznych lokalít NPR Devínska Kobyla sa ukázalo, že pri sukcesnom zarastaní lúčnych chránených biotopov sa uplatňujú taktiež aj druhy považované za pôvodné, napr. *Swida sanguinea*, *Cornus mas*, *Viburnum lantana*, *Berberis vulgaris* i *Cerasus mahaleb* ssp. *simonkai*, ktoré miestami súvisle zarastajú čiastky svahov, okrem *Coryllus avellana* sa rozširuje i typický sukcesný druh pasienkov *Juniperus communis* (na svahu Sandbergu už zaberá rozsiahlu plochu). Do manažmentu je teda treba zahrňovať i tieto druhy. Vybrané zásahy, napr. opílenie pri zemi sa rozprestierajúcich konárov či redukcia kmeňov, boli napokon, miestami vykonané i pri mahalebke.

Napriek vyššie spomenutému vyjadreniu som zaznamenal vypílenie aj dubových stromov, a to nielen neplstnatých taxónov (pozri nižšie), ale aj plstnatých jedincov; pri niektorých stromoch boli orezané spodné konáre, ktoré sa rozprestierali nad zemou (tienenie vegetácie, ale aj zarastajúceho krovia).

Po zistení vyrúbania jedincov viacerých taxónov dubov (7. 1. 2016), ktoré som do roku 2016 priebežne sledoval v rámci výskumu, som komunikoval s predstaviteľmi CHKO Malé Karpaty i DAPHNE – IAE, výsledkom čoho bolo o. i. označenie vybraných vypílených jedincov dubov, ktoré z výskumného hľadiska považujem za potrebné ponechať na ďalšie štúdium. V priebehu roka niektoré z nich vymladili, pri jesennej návšteve lokality som však zachytil odstránenie týchto výmladkov krovinnorezom (7. 10. 2016). Práve pri označených jedincoch sa zopakovania výrubu treba vyvarovať.

V nasledujúcom texte uvádzam poznámky s dôrazom na vysvetlenie, prečo je dôležité obozretne pristupovať k riadenej redukcii nielen plstnatých, ale práveže neplstnatých taxónov dubov.

Quercus petraea, *Q. polycarpa*

Napriek predchádzajúcim údajom o výskyte oboch druhov na Devínskej Kobyle sa ich na území NPR Devínska Kobyla dosiaľ nepodarilo potvrdiť (KUČERA 2017). Všetky údaje o potenciálnych nálezoch *Q. petraea* a *Q. polycarpa* je potrebné zaevidovať a sprístupniť na preverenie a taxonomický výskum.

Podľa doterajšieho štúdia herbárových zbierok slovenských dubov je zjavné, že časť údajov o výskyte *Q. polycarpa* je sporná, celkové rozšírenie druhu na Slovensku uvedené u MAGICA (2006) bude preto potrebné nanovo revidovať. Akýkoľvek nález *Q. polycarpa* v NPR Devínska Kobyla by preto bolo treba vyhodnotiť ako významný a je nutné vylúčiť jedincov z výrubu. Iba v prípade bohatšieho výskytu na mikrolokalite by bolo možné pristúpiť k redukcii spontánneho zmladenia (t. j. mladé jedince), zarastajúceho nelesné lúčne porasty cieľové pre manažment. Takýto výskyt je však v rezervácii nepravdepodobný.

Na problematiku výskytu *Q. petraea* v Malých Karpatoch, dlho pokladaného za najbežnejší taxón dubov na Slovensku, poukázal už M. MICHALKO (1977); vo Flóre Slovenska (MAGIC 2006) vlastne ani nie je uvedená konkrétna lokalita druhu z Malých Karpát. Vierohodne doložený prirodzený výskyt z NPR Devínska Kobyla by preto bol významným článkom reťaze lokalít *Q. petraea* zo Slovenska a vybrané jedince by bolo žiaduce vynechať z výrubu.

Q. aurea Wierzb. ex Kotschy (syn. *Q. dalechampii* sensu auct. medioeur. non Ten.)

Druh sa uvádza ako hojne rozšírený po celom území Devínskej Kobyle (FERÁKOVÁ et al. 1997), pre vlastné územie NPR Devínska Kobyla však nie sú konkrétny údaje (KUČERA 2017). Výskyt jedincov druhu som dosiaľ zaznamenal na niekoľkých lokalitách, predovšetkým na okrajoch lesných porastov, nemali by tak väčšinou spadať do plôch manažovaných polygónov.

Spoľahlivú a jednoduchú determináciu taxónu umožňujú iba jedince s dosiahnuteľnými osvetlenými konármi, t. j. stromy viac či menej stojace samostatne alebo na okraji súvislejších zárastov, pri určovaní je však veľmi dôležité odlišovať *Q. aurea* od jeho hybridov.

Vybrané jedince *Q. aurea* vo vnútri polygónov treba dočasne zachovať ako jednotlivé exempláre na štúdium variability taxónu, mladé jedince do výšky 1,5 m je možné vyrúbať, pri prípadnom hustejšom rovnorodom zrástte týmto druhom je postačujúce ponechanie iba malej čiastky jedincov tak, aby bolo umožnené prežívanie cieľovej nelesnej vegetácie.

V prípade jedincov tohto druhu, rastúcich pri náučnom turistickom chodníkoch v NPR Devínska Kobyla, je možné výberové vynechanie z výrubu s možnosťou zhotovenia informačných náučných tabúl pre verejnosť v podobe „sprievodcu“, resp. „náučnej trasy spoznávania slovenských dubov“ (a to aj vrátane *Q. cerris*). Ide totiž o druh, ktorý bol pre územie Slovenska pravdepodobne prvýkrát uverejnený síce už v 70. rokoch minulého storočia (pozri FUTÁK 1972), ale pre verejnosť je doteraz neznámym dubom, v lesníckej praxi sa doteraz neodlišuje od *Q. petraea*.

Q. robur

Vzhľadom na tradične zdôrazňovanú ekologickú špecializáciu druhu na nívne a iné nížinné (resp. kotlinové) lesy (napr. J. MICHALKO 1980, PAGAN 1999) sa rozšírenie na Devínskej Kobyle nepredpokladá (M. MICHALKO 1977, MAGIC 2006) a známe boli len ojedinelé údaje (FERÁKOVÁ et al. 1997b). Pri zalesňovacích prácach bol však druh početne vysádzaný a časť populácií má nejasný pôvod. Druh sa v území spontánne zmladzuje a odrastá (KUČERA 2017).

Výskyt *Q. robur* na stráňach NPR Devínska Kobyla treba ďalej študovať z hľadiska ekologického i taxonomického (KUČERA 2017), predovšetkým treba rozlišovať v populáciách jeho rôzne ekotypy a vystríhať sa zámien s príbuzným druhom *Q. pedunculiflora*.

Pre potreby výskumu stačí v rezervácii ponechať iba časť jedincov: mladé a miestami početné zmladené jedince vo veku do 10 – 20 (– 30) rokov je možné vyrúbať úplne (s výnimkou vopred vybraných a označených jedincov), prípadné hustejšie

rovnorodé zářasty týmto druhom je možné tiež zregulovať (čiasťový výrub), aby sa manažmentovými zásahmi na danej lokalite dosiahol cieľový stav. Do budúcnosti po preverení taxonomickej identity jedincov je možné uvažovať s ďalšou redukciou výskytu s ohľadom na zachovanie populácie v postačujúcej veľkosti.

Q. pedunculiflora

Taxonomické postavenie a taxonomické vymedzenie *Q. pedunculiflora* je doteraz predmetom vedeckého výskumu. V monografii o Devínskej Kobyle (FERÁKOVÁ et al. 1997b) je prevzatá informácia od M. MICHÁLKA (1977) o roztrúsenom výskyte druhov na celom území.

V hraniciach NPR Devínska Kobyla je potrebné údaje o výskyte *Q. pedunculiflora* preveriť (viac KUČERA 2017), tiež na území celej Devínskej Kobyle treba druh jasne odlišovať od *Q. robur* (pozri vyššie). Z týchto dôvodov je preto nateraz naliehavo potrebné zachovanie všetkých jedincov pripomínajúcich svojimi znakmi *Q. pedunculiflora*.

V prípade výskytu súvislejšej populácie, ktorá by bola v konflikte s cieľovým stavom manažmentu vo vybraných polygónoch, je možná mozaikovitá redukcia jedincov tak, aby bolo umožnené prežívanie cieľovej nelesnej vegetácie.

Q. pubescens*, *Q. virgiliana

Problematika diferenciácie *Q. virgiliana* voči *Q. pubescens* doteraz nie je uspokojivo vyriešená (KUČERA 2017), preto ani doterajšie údaje o výskyte *Q. virgiliana* zo Slovenska nemožno považovať za definitívne uzavreté. Ťažkosti pri určovaní spôsobuje aj odlišenie materských druhov od hybridných taxónov (KUČERA 2017).

Na území rezervácie sa plstnaté taxóny dubov, väčšinou staršie, ale i mladšie spontánne zmladené jedince, vyskytujú miestami početnejšie; nerastú v súvislých porastoch (čo by bol znak umelých výsadiel). Mladé jedince, predovšetkým do výšky 1 – 1,5 m je možné v rámci manažmentu odstrániť, pozornosť však treba venovať možnej zámene s plstnatými jedincami hybridného pôvodu (pozri nižšie).

Je prípustná redukcia výskytu blízko rastúcich, morfológicky identických jedincov tak, aby bolo umožnené prežívanie cieľovej nelesnej vegetácie, naliehavo potrebné je však starostlivo rozlišovať medzi jednotlivými morfológickými typmi a ponechávať dostatočný počet menej rozšírených morfológických typov (rôzne typy laločnatosti listov).

Pozornosť treba venovať aj starým jedincom nad 100 rokov (aj mimo polygónov) – ako zdrojom východiskového genofondu dnešnej populácie plstnatých dubov, ktoré majú, resp. mali rozložené koruny, keďže pôvodne rástli v nezapojenom prostredí lúk/pasienkov.

V súčasnosti ich však ohrozuje prerastanie zmladením (resp. výsadbou) druhov rôznych drevín. V rámci manažmentu je vhodné odstrániť zatienujúce dreviny v okolí kmeňov takýchto jedincov.

Q. frainetto

Druh na území NPR Devínska Kobyla dosiaľ nebol zaznamenaný (KUČERA 2017) a nie je pravdepodobné, že sa v území vyskytuje. Prípadný nález treba podrobne dokumentovať a materiál (foto, položky, súradnice výskytu) zaslať na preverenie; jedincov by bolo nutné, samozrejme, vylúčiť z manažmentu do posúdenia, či by mohlo ísť o prirodzený výskyt druhu.

Q. cerris

Výskyt starších stromov cera sa sústreďuje predovšetkým na okrajové časti rezervácie, resp. za hranicami rezervácie, napr. na Sandbergu (KUČERA 2017).

V rámci manažovaných polygónov je dostatočné ponechať iba vybrané menšie množstvo starších jedincov. Zmladené jedince do výšky cca 2 – 3 m je možné odstraňovať všetky.

Q. rubra

Druh doteraz nebol v NPR Devínska Kobyla zaznamenaný (FERÁKOVÁ et al. 1997b; KUČERA 2017). Na území rezervácie je vhodná úplná likvidácia prípadného výskytu.

Hybridné taxóny dubov

Názor, že hybridizácia medzi východiskovými rodičovskými druhmi dubov je nežiaduca z hľadiska prírodoochranného i hospodárskeho, by bol príliš úzky a jednostranný. Do druhej polovice 20. stor. bolo územie dnešnej NPR Devínska Kobyla nelesnou oblasťou. Desaťročia prebiehajúca spontánna sekundárna sukcesia po vyhlásení rezervácie a druhová bohatosť taxónov dubov na území rezervácie umožnila vznik jedincov hybridných dubov.

Ich výskyt mimo zapojených lesných porastov – kde by ani nebolo možné ich rozpoznanie (porov. J. MICHÁLKO 1980, s. 43) kvôli vysoko vyzdvihnutým, nedostupným konárom – roztrúsene po území rezervácie umožňuje dostupnosť na získavanie výskumného materiálu. Územie NPR Devínska Kobyla sa tak stalo vhodným študijným územím pre taxonomický výskum hybridných procesov, ktorý následne môže spätne pomôcť pri taxonomickom, fyto geografickom i lesníckom výskume dubov.

Keďže v teréne je veľmi pravdepodobná zámena hybridných jedincov východiskovými materskými druhmi (*Q. pubescens*, *Q. virgiliana*, *Q. aurea*, nedoriešená otázka výskytu *Q. pedunculiflora* a jeho prípadných hybridov s *Q. robur*), pred výberom

na vyrúbanie je potrebná odborná konzultácia a starostlivé zváženie nutnosti výrubu. V prípade početnejšieho, súvislejšieho výskytu zmladenia konkrétne definovaného hybridného typu, ktoré by bolo v konflikte s cieľovým stavom nelesnej xerothermnej vegetácie, je možná početnejšia redukcia výskytu, avšak so zachovaním vybraných niekoľkých jedincov na budúce štúdium.

Do budúcnosti po preverení taxonomickej identity jedincov bude možné uvažovať s ďalšou redukciou výskytu s ohľadom na zachovanie zvyšku vybraných jedincov na študijné účely.

***Sorbus* spp.**

Na území NPR Devínska Kobyla som sporadicky zaznamenal výskyt viacerých taxónov z rodu *Sorbus*. Zoznam lokalít doteraz zistených druhov z rezervácie, Devínskej Kobylky a zvyšnej časti Devínskych Karpát publikovala FERÁKOVÁ et al. (1997b). Štúdie z posledných rokov (napr. VÍŤ et al. 2012, LEPŠÍ et al. 2015, VELEBIL & BUSINSKÝ, 2016) ukazujú, že výskyt taxónov rodu *Sorbus* na Slovensku treba nanovo taxonomicky prehodnotiť a opraviť chybné uvádzané údaje, a to i vrátane Devínskej Kobylky. Taxonomickým štúdiom rodu *Sorbus* v Malých Karpatoch sa najnovšie zaoberá J. Velebil (Výzkumný ústav S. Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Průhonice, ČR). Medzi potvrdené nálezy možno rátať *S. danubialis* (horný okraj rezervácie nad Devínom, ± 7 m, 48°10,976' s. š., 16°59,177' v. d., 29. 8. 2013, PK, R. Rapant, rev. D. Bernátová, J. Velebil; časť jedincov *Sorbus* rastúcich roztrúsene v hornej časti rezervácie nad Devínom, 2. 6. 2017, J. Velebil, P. Kučera; Sandberg, ± 5 m, 48°11,947' s. š., 16°58,637' v. d., 16. 2. 2016, PK, rev. D. Bernátová).

Zložitosť problematiky vzájomnej diferenciácie a rozšírenia základných i hybridogénnych taxónov mukýň, brekýň a jarabín si vyžaduje zachovanie čo najpočetnejšieho študijného materiálu in situ, v NPR Devínska Kobyla je táto požiadavka zvýraznená nízkym počtom jedincov.

V januári 2016 som zaznamenal výrub jedinca mukyne (*S. danubialis*: det. J. Velebil, 2. 6. 2017) na svahu nad severnou časťou Devína, na ktorý som zodpovedných pracovníkov upozornil, v nadväzujúcich etapách manažmentu je potrebné zabrániť opakovaniu tejto chyby. V rámci manažmentu v rezervácii je nutné venovať pozornosť výskytu všetkých taxónov *Sorbus* a zabrániť výrubu ich jedincov (azda s výnimkou *S. torminalis* s. str.), predovšetkým mukýň z podrodu *Sorbus* subgen. *Aria* a ich hybridov.

V prípade nálezov *S. aucuparia* (porov. FERÁKOVÁ et al. 1997b) treba preveriť, či by mohlo ísť o výskyt vzácnejšieho teplomilného taxónu, zaradovaného zvyčajne do poddruhu *S. aucuparia* ssp. *lanuginosa* (sensu MÁJOVSKÝ 1992, porov. však VELEBIL & BUSINSKÝ 2016). Morfológicky odlišné jedince od *S. aucuparia* s. str. (plstnatosť) je vhodné zachovať pri vykonávaní manažmentu.

Fagus sylvatica

V zmysle publikovaných údajov (FERÁKOVÁ et al. 1997b) je výskyt buka na území NPR Devínska Kobyla zriedkavosťou. Ide o málopočetný výskyt, takmer výhradne v starších lesných porastoch, v niektorých prípadoch ide o rozmerné i vekom zaujímavé exempláre.

Zachovanie istého počtu prirodzene zmladených jedincov buka je prioritou zo študijnovo-vedeckého hľadiska, vývoj jedincov bude dôležitý z hľadiska štúdia pre potreby rekonštrukcie vegetácie a ekologickej tolerancie tejto dreviny (KUČERA 2017).

V rámci NPR Devínska Kobyla je potrebné venovať zvýšenú pozornosť tomuto druhu a vylúčiť z výrubu jedince všetkých vekových tried, čo sa týka aj zmladených jedincov v kroviskách a zarastajúcich lúčnych stanovištiach (je vhodné ich evidovať). Na doteraz zaznamenané jedince som upozornil zodpovedných pracovníkov (KUČERA 2016a).

Fraxinus ornus

O výskyte druhu na dlhodobu skúmanej Devínskej Kobyle jestvujú doklady len od polovice 20. storočia (FERÁKOVÁ et al. 1997b), preto je jeho výskyt potrebné považovať iba za druhotný, súvisiaci s umelým zalesňovaním (pozri úvod). Vysádzaný bol v plošných porastoch, nevhodne na miestach s vysokou prírodoochrannou významnosťou vrátane stanovišť s plytkou pôdou. Spontánne zmladzuje.

Je otázne, do akej miery sa pastvou kôz (lúpanie kôry) dokáže regulovať výskyt tejto dreviny, preto je potrebný dôsledný diferencovaný prístup k riadeniu výskytu tohto druhu jaseňa a zahrnúť doň aj plochy mimo terajších manažmentových polygónov. Zatiaľ čo (1) odrastené staršie ucelené výsadby s uzavretým zápojom korún, pod ktorým už xerothermná vegetácia dávnejšie odumrela, sa (zatiaľ) ponechávajú nedotknuté, (2) všetko spontánne zmladenie je potrebné nepretržite odstraňovať. (3) Výsadby mladšieho veku, v ktorých vďaka medzerám v zápoji dodnes prežíva časť či aspoň zvyšky populácií nelesnej vegetácie, ktorá je cieľovou pre prírodoochranný manažment, je potrebné postupne presvetľovať, redukovať počet kmeňov jaseňa a podporiť tak obnovu a rozhojnenie populácií kvetený cieľovej pre územie rezervácie.

V dlhodobom časovom horizonte je žiaduce úplne odstrániť *F. ornus* v rámci celého územia NPR Devínska Kobyla. To isté platí o rozširujúcej sa čremche *Padus serotina* (9. 8. 2016, PK, M. Chrenková, T. Hurai; 12. 8. 2016, 3. 6. 2017, PK) či o agáte, ktorého početnosť bola v priebehu súčasného manažmentu už značne zredukovaná.

Manažment NPR Devínska Kobyla vo forme pastvy

Zavedenie pastvy v NPR Devínska Kobyla (viac na www.broz.sk) je súčasťou moderných postupov v ochrane prírody po desaťročiach prevládajúceho náhľadu, že z chráneného územia treba navždy a úplne vykázať tradičné formy obhospodarovania biotopov. V prípadoch, keď prírodoochranné hodnoty územia sa vyvinuli (udržali/prežili) i s pričinením historickej činnosti človeka, sa ukázalo, že objekty ochrany sú odkázané na ľudské zásahy. Súčasná prevádzka pastvy nad Devínom a vo Waitovom lome/na Sandbergu je tak istým priblížením sa k ovplyvňovaniu lokality na sklonku minulého tisícročia.

Vykonávanie pastvy treba, samozrejme, privítať, pozitívne vplyvy by mali byť vyhodnotené v rámci monitoringu územia. Potrebné je však poukázať i na negatívne stránky obnovenia pastvy v území pomocou stáda kôz. Pre obnovenú pastvu v rezervácii je potrebné stanoviť striktné usmernenia, aby nedochádzalo k nezvratnému poškodeniu tých prírodoochranných významných hodnôt územia, kvôli ktorým sa pastvu a priblíženie k tradičnému spôsobu obhospodarovania územia podarilo presadiť.

Prvou oblasťou umiestnenia stáda kôz je oblasť bývalého lomu severne pri Devíne (Geologické múzeum). Do leta 2016 bolo stádo umiestnené dole v priestore lomu a stádo sa dennodenne opakovane premiestňovalo na pastvu na svahu nad lomom. Zvolená výstupová trasa zdola z lomu hore na svahy prechádzala po strmom okraji lomu a pokračovala cez skalnaté územie s veľmi plytkou pôdou. Miestami, a to ešte na jar roku 2016, som pozoroval už deštrukciu trsov kavyľov (*Stipa* sp.), miestami bol už úplne rozrušený pôdny kryt, čo vedie k plošnej erózii pôdy a celkovej deštrukcii xerothermných biotopov cieľových pre vykonávaný manažment.

Príčinou bol opakovaný a hromadný pohyb príliš veľkého počtu kôz, na ktorý nie je žiaden z príslušných nelesných vegetačných typov usposobený.

Neskôr v roku 2016 bolo ustajnenie stáda presunuté do ohrady na antropogénnu rovinatú lokalitu nad lomom. V jej priamom susedstve sa nachádzajú doteraz nelesné xerothermné vegetačné typy s plytkou pôdou s výskytom vstavačovitých (napr. *Orchis ustulata* ssp. *ustulata*, ± 7 m, 48°10,995' s. š., 16°58,839' v. d., 28. 4. 2016). Dovtedajší nadmerný pohyb kôz (stav jar 2016) túto lokalitu deštruoval: ak sa stádo na takýchto biotopoch bude pohybovať každodenne pri vychádzaní z ohrady a pri nadväzujúcej pastve, dochovaná xerothermná nelesná vegetácia sa časom celkom zničí udupaním i deštrukciou povrchu, tiež nadmerným obohatením živinami.

Vychádzanie stáda z ohrady nad lomom bolo zregulované vytýčením oplotenia a i samotná pastva prebiehala v rámci oplotkov. Tu sa významne prejavilo poškodzovanie biotopov. Je zrejmé a pochopiteľné, že v bezprostrednej blízkosti ustajnenia sa nedá vyhnúť priestorovej koncentrácii stáda a silnej, až totálnej deštrukcii pôdy a stanovišťa. Pri preháňaní stáda sa však treba vyhýbať biotopom s vyšším sklonom svahu i pôvodne s nezapojenou xerothermnou vegetáciou, náchylným na poškodenie a eróziu. Tu možno akceptovať iba roztrúsenú a skôr sporadickú prítomnosť jednotlivých kusov stáda, nie každodenné preháňanie celého stáda, ktoré je kvôli priestorovému obmedzeniu oplotením a reliéfovými pomermi ešte stále kompaktné (obr. 2 – 4).

Po prehliadke stavu lokality (pozri obr. 3) bol priestor vyhánania stáda z ohrady v zmysle autorovho návrhu značne upravený, rozšírený tak, aby stádo mohlo hore svahom vychádzať po miernejšom sklone cez menej zraniteľné biotopy i plochami bez prírodoochranného významu (výsadby *Fraxinus ornus* so staršími stromami *Pinus nigra*, cez vegetačné obdobie takmer bez bylinného podrastu, 30. 3. 2017).

Do budúcnosti treba starostlivo dodržiavať obmeny vyhánacích trás a dôrazne šetriť plochy vzácnych, prirodzene nezapojených kavyľových porastov (obr. 4 a okolie), na ktorých bolo do jari 2017 už zreteľne vidno poškodenie stanovišťa i populácií. Na peší pohyb treba čo najviac využívať starý serpentínový chodník, kopaný tak, aby sa čo najviac znížila erózia pôdy. Ich priestorová súvislosť s miestom ustajnenia je príčinou nadmerného pohybu stáda po lokalite, pričom došlo už k značnej deštrukcii daného biotopu (15. 6. 2017). V dôsledku skoršieho začiatku pastvy pravdepodobne nedošlo ani k možnosti dokončenia ročného vývinového cyklu kavyľov. Ak počas najbližších rokov nedôjde k náprave, táto prírodoochranná významná xerothermná lokalita zanikne.

Obmieňať je nutné nielen trasy vyhánania stáda, ale aj priestory, v ktorých sa pastva v sezóne vykonáva. V druhej polovici roku 2016 bola napr. ohradená spodná časť svahov nad Devínom (do úrovne turistického chodníka) a iba tu sa do jesene vykonávala pastva. Početné stádo kôz (i s mladým diviakom, 24. 10. 2016) takto síce začalo efektívne regulovať kriaky a nízke stromky na vytýčenom území, tiež ohryzáť vyššie položené vetvy dubov, postupom času však došlo k rozdupávaniu vegetačného krytu, ktorý miestami i v prirodzenom stave nepokrýval pôdu úplne. Na jar 2017 po zimnej prestávke v pastevnom manažmente vďaka pastve nápadne vynikol rozdiel medzi pasenou a nepasenou časťou lúčnych lokalít s nahromadenou starinou. Naďalej však treba venovať pozornosť stanoveniu vhodného termínu začiatku vypásania a zariadiť obmieňanie spásaných plôch.

Celkové vyhodnotenie hrozby erózie pôdy a vplyv pastvy a zdupávania na lúčnu a xerothermnú trávno-bylinnú vegetáciu by mali vyhodnotiť špecialisti na príslušné biotopy a znalci územia Devínskej Kobyly. Predbežne možno upresniť, že potrebné je častejšie meniť vypásané plochy a limitovať počet kusov stáda. Výhodnejšia by azda bola voľná pastva, avšak pri trvalej prítomnosti pastiera a s pomocou vycvičených pastierskych psov. Neopomenuteľnou stránkou je tiež finančné zabezpečenie a inštitucionálne zastrešenie takto vykonávaného manažmentu.



Obr. 2. Exponované stanovište s plytkou pôdou a prirodzene nezapojenou vegetáciou nad severným okrajom Devína. V pozadí nízke výsadby *Fraxinus ornus*. Foto P. Kučera, 28. 4. 2016.

Fig. 2. Exposed site with shallow soil and naturally open vegetation above the north end of the village of Devín. Low *Fraxinus ornus* plantations at the background. Photo P. Kučera, 28. 4. 2016.



Obr. 3. Stav tej istej lokality po niekoľkých týždňoch presunov stáda v oplôtku. Foto P. Kučera, 9. 8. 2016.

Fig. 3. The state of the same site after several weeks of fenced flock migration. Photo P. Kučera, 9. 8. 2016.

Kozy – vychádzajúc z ich povahy – priam vyhľadávajú extrémnejšie miesta reliéfu. Táto ich vlastnosť je vypuklá aj pri Waitovom lome, druhom mieste ustajnenia kôz v NPR Devínska Kobyla. Sústredený a opakovaný pohyb kôz z veľkého stáda po okrajoch lomu (obr. 5) devastuje (t. j. už nie „manažuje“ pre prírodoochranné ciele) najzraniteľnejšie, hoci antropicky ovplyvnené biotopy, ktoré prirodzene zarastajú oveľa menej ako trávnaté plochy s menej strmým sklonom a hlbšou pôdou. Na takýchto stanovištiach je z hľadiska ochrany prírody prípustný iba sporadický výskyt jednotlivých jedincov kôz (nie celého stáda), ktorý bude dostačujúco regulovať charakter vegetácie príslušného biotopu.

Výhodnosť lokalizácie ustajnenia stáda v lomoch je zrejmá, trasy prehánania a pohybu stáda je však naliehavo potrebné presmerovať na miesta, kde je jeho prítomnosť žiaduca (tiež však len v adekvátnom množstve) a kde nebude dochádzať k deštrukcii prírodoochranné významných biotopov, ktoré sú vlastne cieľom plánovaných manažmentových opatrení.

Už v najbližšej dobe je potrebné preveriť, ako sa prejavilo umiestnenie salaša vo Waitovom lome na stave biotopov a populáciách bioty (napr. vstavačovitých a ďalších prírodoochranné významných taxónov) v samotnom areáli, v jeho bezprostrednej blízkosti a v nadväzujúcich priestoroch so sprievodnými javmi, ako ruderalizácia, zdupávanie plôch a nadmerný prísus dusíka.

Pre oblasť NPR Devínska Kobyla je do budúcnosti potrebné uvažovať aj so zmenou zloženia stád tak, aby boli zastúpené hlavne ovce. Tie by mali na starosti reguláciu bylinno-travinatej zložky manažovaných lúčnych ekosystémov, keďže kozy sa prirodzene sústreďujú na dreviny, pokiaľ sú dostupné a navyše sú pri spásaní viac vyberavé, čo sa týka druhového zastúpenia.

PodĎakovanie

Za zdieľanie poznatkov o taxónoch rodu *Sorbus* ďakujem D. Bernátovej a J. Velebilovi, za ochotnú pomoc pri vylúčení vybraných študovaných jedincov dubov z výrubu, vytýčovaní vybraných študijných plôch a za zariadenie korekcií vykonávaného manažmentu územia som vďačný P. Puchalovi, M. Chrenkovej a T. Huraiovi. Anonymnému recenzentovi ďakujem za zlepšenie štylistickej úrovne rukopisu.



Obr. 4. Stav prilahlého biotopu (lokalita obr. 2 – 3) mimo oplôtku, pred rozšírením oploteného priestoru. Foto P. Kučera, 9. 8. 2016.
Fig. 4. The state of the adjacent habitat (site of Fig. 2 – 3) outside the fenced area, before the fenced area extension. Photo P. Kučera, 9. 8. 2016.



Obr. 5. Kozy na hrane Waitovho lomu. Foto P. Kučera, 17. 4. 2015.

Fig. 5. Goats on the edge of the Waitov lom quarry. Photo P. Kučera, 17. 4. 2015.

LITERATÚRA

- BERNÁTOVÁ, D., ŠKOVIROVÁ, K., KLIMENT, J., OBUCH, J. & TOPERCER, J. 1993: *Dactylorhiza maculata* (L.) Soó subsp. *transsilvanica* (Schur) Soó in the Kremnické vrchy Mts. *Biológia* (Bratislava), 48/4: 389–390.
- Devínska Kobyla – zachránime klenot Bratislavy? Tlačová správa [online]. 2015: Bratislava: DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, 2015 [cit. 2017-03-16]. Dostupné na internete: <<http://www.daphne.sk/content/dev%C3%ADnska-kobyla-%E2%80%93-zachr%C3%A1nime-klenot-bratislavy>>.
- FERÁKOVÁ, V. et al. 1997a: Flóra, geológia a paleontológia Devínskej Kobyly. LITERA, s.r.o. [Bratislava]. 192 pp., mp. príl.
- FERÁKOVÁ, V. KOCHJAROVÁ, J., KRÁLIK, E., SCHWARZOVÁ, T. & ZÁBORSKÝ, J. 1997b: Cievnaté rastliny. In FERÁKOVÁ, V. et al.: Flóra, geológia a paleontológia Devínskej Kobyly. LITERA, s.r.o. [Bratislava], 86–156.
- FUTÁK, J. 1972: Fytogeografický prehľad Slovenska. In BAKO, J., BERTA, J., FERIANEC, O. et al.: Slovensko. Príroda. ved. red. M. Lukniš. Obzor Bratislava, 431–482.
- CHMELÁR, V. et al. 1998: Vodárenská nádrž Turček. Electa Žilina, Žilina. 104 pp.
- KALETA, M. 1968: Príspevok k poznaniu kveteny Devínskej Kobyly. Zborník Slovenského národného múzea, Prírodné vedy, XIV-1: 41–55.
- KOCIANOVÁ, E. 1997: Problematika ochrany prírody v komplexe Devínska Kobyla. In FERÁKOVÁ, V. et al.: Flóra, geológia a paleontológia Devínskej Kobyly. LITERA, s.r.o. [Bratislava], 167–70.
- KRIPPEL, E. 1971: Devínska Kobyla – klenot našej prírody. Svet vedy, XVIII/2: 70–73.
- KUČERA, P. 2016a: Poznámky k manažmentu v NPR Devínska Kobyla so zreteľom k vybraným druhom drevín, predovšetkým dubov. 5 p. Správa, in red., depon. in DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- KUČERA, P. 2016b: Poznámky k manažmentu v PP Devínska lesostep. 1 p. Správa, in red., depon. in DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- KUČERA, P. 2017: Druhy dubov v NPR Devínska Kobyla. Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti, 39/2: in red.
- LEPŠÍ, M., LEPŠÍ, P., KOUTECKÝ, P., BÍLÁ, J. & VÍT, P. 2015: Taxonomic revision of *Sorbus* subgenus *Aria* occurring in the Czech Republic. *Preslia*, 87/2: 109–162.
- MÁJOVSKÝ, J. 1992: *Sorbus* L. emend. Crantz. In BERTOŇOVÁ, L. (ED.), BARANEC, T., GOLIAŠOVÁ, K., HOULB, J., CHRTEK, J., KMEŤOVÁ, E., MÁJOVSKÝ, J., MARHOLD, K., PENIAŠTEKOVÁ, M., PLOCEK, A., SKALICKÝ, V., ŠÍPOŠOVÁ, H., ŠOURKOVÁ, M., VĚTVIČKA, V., WÓJCICKI, J. J. & ZAHRADNÍKOVÁ, K.: Flóra Slovenska. IV/3. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, 401–446.

- MAGIC, D. 2006: *Quercus* L. odb. konzult. J. Májovský, J. Michalko. In GOLIAŠOVÁ, K., MICHALKOVÁ, E. (eds), BENČATĚ, F., BENČATĚ, T., KOB-LÍZEK, J., MAGIC, D., MAGLOCKÝ, Š., MERCEL, F. & OLŠAVSKÁ, K.: Flóra Slovenska. V/3. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava, 108–143.
- MARHOLD, K. (ed.), GOLIAŠOVÁ, K., HEGEDÚŠOVÁ, Z., HODÁLOVÁ, I., JURKOVIČOVÁ, V., KMEŤOVÁ, E., LETZ, R., MICHALKOVÁ, E., MRÁZ, P., PENIAŠTEKOVÁ, M., ŠIPOŠOVÁ, H., ŤAVODA, O. et al. 1998: Papraďorasty a semenné rastliny. In MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds) et al.: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava, 333–687.
- MICHALKO, J. 1980: Poznámky k rozšíreniu a fytocenologickému zastúpeniu druhov rodu *Quercus* na území SSR. In HINDÁK, F. (ed.): Zborník referátov z III. zjazdu Slovenskej botanickej spoločnosti pri SAV vo Zvolene (30. 6. – 5. 7. 1980). Slovenská botanická spoločnosť pri SAV, Vysoká škola lesnícka a drevárska Zvolen, 43–47.
- MICHALKO, M. 1977: Lesné spoločenstvá Devínskej Kobyly. [s. n.], Bratislava, 58 p., tab., obr. príl. Diplomová práca, depon. in. Katedra botaniky PriF UK, Bratislava.
- MIKEŠ, J. 1938: Kvetena okresu bratislavského a malackého. In Vlastivedný sborník okresu bratislavského a malackého. Diel III. Nákladom učiteľstva, Bratislava, 29–176.
- PAGAN, J. 1999: Lesnícka dendrológia. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, 376 pp. Vysokoškolské skriptá.
- Po viac ako 50tich rokoch sa opäť pasú zvieratá na Devínskej Kobyle [online]. 2013. Bratislava : Bratislavské regionálne ochrannárske združenie, 1. 8. 2013 [cit. 2017-03-21]. Dostupné na internete: <<http://www.broz.sk/po-viac-ako-50tich-rokoch-sa-opat-pasu-zvierata-na-devinskej-kobyle>>.
- SENKO, D., MIŠKOVIC, J., GALLAY, M. & SENKOVÁ BALDAUFOVÁ, K. 2008: Dynamika zmien vegetácie na Devínskej Kobyle a jej predikcia. Geografický časopis, 60/4: 319–338.
- Štátny zoznam osobitne chránených častí prírody SR [online]. c2007: [s. l.]: SAŽP, c2007 [cit. 2017-03-20]. Dostupné na internete: <<http://uzemia.enviroportal.sk>>.
- VELEBIL, J. & BUSINSKÝ, R. 2016: *Sorbus ×thuringiaca*, the correct name for the diploid hybrid between *Sorbus aria* and *S. aucuparia* (Rosaceae). Taxon, 65/2: 352–360.
- VÍT, P., LEPSÍ, M. & LEPSÍ, P. 2012: There is no diploid apomict among Czech *Sorbus* species: a biosystematic revision of *S. eximia* and discovery of *S. barrandienica*. Preslia, 84/1: 71–96.

VPLYV DISTURBANCIE NA DIVERZITU POLOPRIRODZENÝCH VYSOKOHORSKÝCH LÚK - POLONÍN

NIKOLA PISARČIKOVÁ ¹, JOZEF ŠTOFÍK ²

The influence of disturbance on diversity of semi-natural alpine meadows in the area of poloniny

Abstract: The growth of tourist numbers and of mechanisms related to protection of the state border within the Schengen area lead to more intensive checking of the vegetation cover of poloniny meadows. It was supposed that diversity and richness of poloniny meadows will decrease in areas close to footpaths, but that it will have a tendency to increase again with further distance from the footpaths.

The rare taxa occur on isolated sites only. They usually occurred at pastures and close to footpaths in the past. Following species were assessed as indicators of *Campanula patula* ssp. *abietina* and *Lilium martagon*, *Poa annua*, *Phyteuma spicatum* and *Luzula luzuloides*.

It was supposed that certain disturbance of border areas of alpine semi-natural meadows (in advanced stage of succession) can influence the occurrence of certain rarer taxa.

Key words: diversity, phytocoenology, meadows, tourism, Schengen area, Carpathians.

ÚVOD

Pojem biodiverzita znamená premenlivosť (variabilitu) všetkých foriem života od úrovne jedincov cez druhy až po ekosystémy. Vyššia diverzita v národných parkoch a chránených územiach je jednou z hlavných atrakcií pre návštevníkov (BUCKLEY 2005), s čím súvisia problémy s degradáciou pôdy a rastlinstva pozdĺž ciest a turistických chodníkov (BARANČOK 2002; GORCZYCA & KRZEMIEN 2010). Ľudská činnosť v oblasti ciest a turistických chodníkov v horských oblastiach je významne spojená s ich využívaním (KUCHARZYK 2015), no popri turistike a športových aktivitách (napr. MARYSKEVYCH & SHPAKIVSKA 2013; MIKLOŠ a kol. 2015) výraznejší vplyv súvisí s lesným hospodárstvom a poľnohospodárstvom. Napriek týmto aktivitám, ktoré prinášajú negatívne vplyvy na prírodné prostredie a jeho jednotlivé zložky (napr. KUCHARZYK 2015), koexistencia ochrany prírody a turizmu tvorí jeden z hlavných pilierov trvalo udržateľného rozvoja územia (BUDOWSKI 1976).

Dynamika využívania krajiny v minulosti bola silne ovplyvnená demografickým rastom a legislatívou (KUCHARZYK & AUGUSTYN 2012). Táto metamorfóza sa výraznejšie prejavila po rapidných politických a socioekonomických zmenách/kolapse Sovietskeho zväzu (MUNTEANU a kol. 2017), výsledkom čoho sa zvýšila plocha neobhospodarovateľných lúk, pasienkov (SLÁVIKOVÁ & JANČOVÁ 1997) a lesa (ŠTOFÍK 2012). V dôsledku týchto vplyvov sa menia stanovištné podmienky, čo má za následok zmeny v štruktúre krajiny (HALADA 1999; KÖHLER a kol. 2000; OLAH a kol. 2005, 2006; KUCHARZYK 2006; MIDRIAK a kol. 2011; MUNTEANU a kol. 2017), v spoločenstvách rastlín (KRÍŽOVÁ 1995; UJHÁZY 2003) a v druhej rôznorodosti (JENÍKA 1983; BLÁŠKOVÁ 1988, 1991; UJHÁZY 1995, 2003; UHRÍN 2004; ŠTOFÍK 2009).

V rokoch 1969 – 1988 uskutočnila BLÁŠKOVÁ (1991) v rámci monitoringu lúčnych spoločenstiev NPR (národnej prírodnej rezervácie) Stuzica sledovanie sukcesie na poloninských lúčach. Aj v súčasnosti prebieha na širšom území Národného parku Poloniny (NP) monitoring lúčnych spoločenstiev a skúmajú sa mechanizmy k zachovaniu, prípadne prinavráteniu druhového bohatstva lúk (RÚŽIČKOVÁ a kol. 1995; RÚŽIČKOVÁ & HALADA 2002; HALADA a kol. 2004).

Zošľapovaním dochádza k narušeniu celistvosti rastlinného krytu k odplavovaniu pôd, erózií a destabilizácií svahov (MIDRIAK 1995), čo ovplyvňuje životné podmienky pre viaceré taxonomicky významné druhy a tieto sú ohrozené nielen mechanickým narušením krytu, ale aj fyzickou likvidáciou pre ich atraktivnosť (napr. BARANČOK 2002). Zošľapovanie spôsobuje zhutnenie pôdy a porušuje vegetačný kryt, čo môže vyústiť v obnaženie pôdy (MORAVEC a kol. 1994). Spoločenstvo je vplyvom zošľapovania nízkeho vzrastu, brzdi sa jeho prirodzený vývoj (sukcesia), pričom sa presadzujú plazivé a trsnaté taxóny, ktoré znášajú udupávanie a zhutnenú pôdu (KOŠTÁL 2003).

Cieľom predkladaného príspevku je analyzovať vplyv zošľapovania/disturbancie na druhové zloženie (a diverzitu) lúčnych spoločenstiev hrebeňových častí poloninských lúk, ktorými prechádza turistický chodník.

¹ Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, ul. T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen e-mail: nikoll21@zoznam.sk

² Štátna ochrana prírody, Správa Národného parku Poloniny, ul. Mieru 193, 067 61 Stakčín e-mail: stofik@sopsr.sk

HODNOTENÉ ÚZEMIE

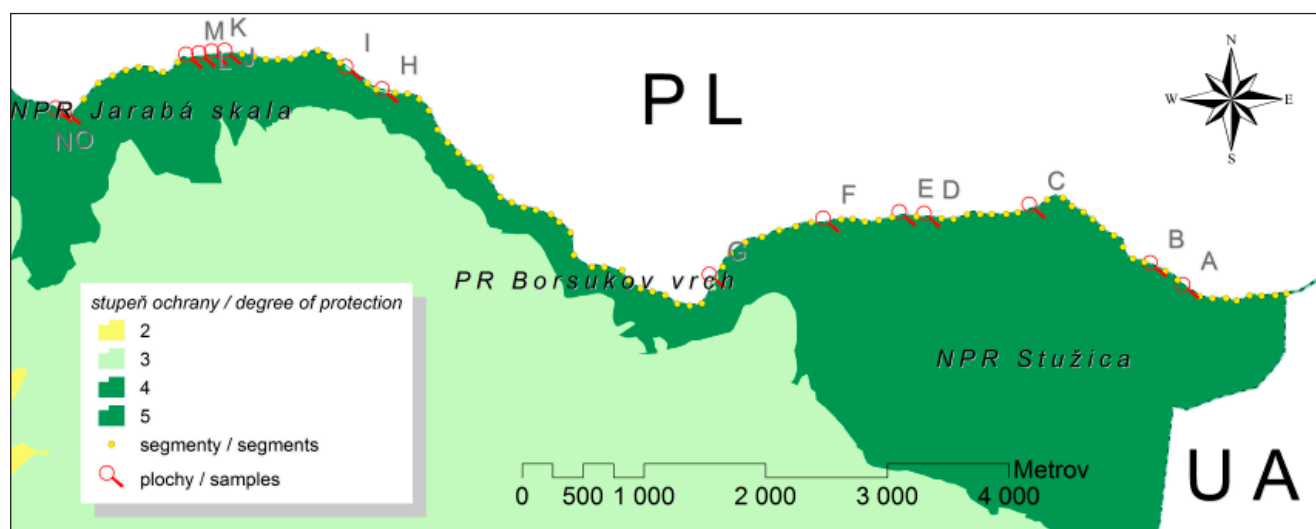
Skúmané územie je situované v severovýchodnej časti NP v oblasti slovenskej časti poloninských lúk, zo severu ohraničené štátnou hranicou s Poľskom, z východu štátnou hranicou s Ukrajinou. Hodnotené lokality sa nachádzajú v katastrálnych územiach (k. ú.) Novej Sedlice a Zboja. Hodnotené lokality sa nachádzajú v oblastiach nad 900 m n. m., pričom najvyššie položeným bodom je Kremenec (1 210 m n. m.).



Obr. 1. Kremenec v minulosti a v súčasnosti. (Zdroj: Archív NP Poloniny)

Fig. 1. Kremenec in the past and at present time (Source: Archive NP Poloniny)

Morfológiou patrí k alpsko-himalájskej sústave do podsústavy Karpaty, provincie Východné Karpaty a subprovincie vonkajšie Východné Karpaty (MAZUR & LUKNIŠ 1978) a podložie je tvorené je flyšom. Z pohľadu klimatických pomerov územie patrí do chladnej a veľmi vlhkej oblasti s priemernou dĺžkou snehovej pokrývky až 127 dní a priemernou teplotou 5.3 °C. Hodnotená časť územia patrí z hľadiska fytogeografického členenia vegetácie do oblasti východokarpatskej kveteny *Carpaticum orientale* (VOLOŠČUK a kol. 1988), pôvodne sa šíriacej spolu s valašskou kolonizáciou (BURALOVÁ & NÉMETHOVÁ 2009) po hlavnom karpatskom hrebeni smerom na západ (HENDRYCH & HENDRYCHOVÁ 1979). Prvé komplexné spracovanie flóry hodnotenej oblasti spracovali Hadač a Teray (HADAČ & TERAY 1991) a súčasnú distribúciu významnejších taxónov popísal UHRÍN (2006).



Obr. 2. Rozmiestnenie hodnotených segmentov a plôch fytocenologických zápisov na poloninských lúkach

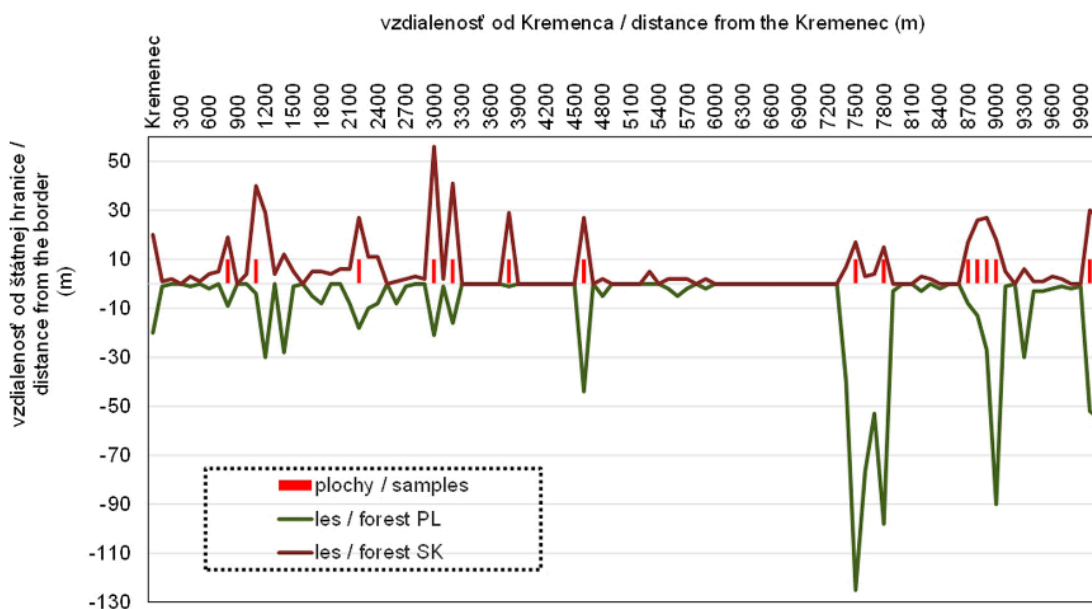
Fig. 2. Distribution of sites assessed and areas of phytocenological relevés at poloniny meadows

V súčasnosti prejde turistickým chodníkom medzi Kremencom a Jarabou skalou (obr. 2) cca 1 900 – 2 600 turistov ročne (PREDKI 2012; PREDKI & DEMKO 2015). Hodnotená lokalita patrí od roku 2007 k šengenskému priestoru a z tohto dôvodu sa v súčasnosti po turistických chodníkoch pohybujú na rôznych dopravných prostriedkoch (skútroch, motorkách, štvorkolkách atď.) aj príslušníci hraničnej polície Slovenskej a Poľskej republiky.

MATERIÁL A METÓDY

Generovanie výskumných plôch

Plochy zápisov flóry (obr. 2) sme zakladali vzhľadom na východiskový bod (obr. 1), ktorý sme si určili ako stret troch hraníc Slovenska, Poľska a Ukrajiny – Kremenec (najvýchodnejší bod Slovenska), od ktorého sme pokračovali na západ po hrebeňovom turistickom chodníku. Následne sme za pomoci GPS (Garmin etrex Vista H) v 100 m (± 5 m) intervaloch/segmentoch (ŠTOFIK & BARTUŠOVÁ 2016) vyhodnocovali šírku chodníka a za pomoci digitálneho diaľkomera (Nikon LASER 550A) sme vyhodnocovali aj vzdialenosť lesných porastov po oboch stranách hranice. V nadväznosti na tieto údaje sme vygenerovali vhodné lúčne lokality k analýze zloženia spoločenstiev rastlín v blízkosti chodníka a taktiež neovplyvnené blízkosťou lesného porastu (obr. 3). Pre našu potrebu sme zvolili pás (na slovenskej strane) kolmý k chodníku so šírkou 1 m a dĺžkou 10 m. Na každom páse sme vytvorili štvorcové plochy s rozmerom 1 m x 1 m. K analýze boli použité skupiny plôch do 1 m, 2 m, 3 m a do 10 m od chodníka. Prvú plochu (do 1 m) sme ešte rozdelili na 4 rovnaké časti (0.5 m x 0.5 m), a tým sme vytvorili podskupiny týchto plôch (4 x 0.25 m²).



Obr. 3. Rozloženie fytoocenologických zápisov na poloninských lúkach
Fig. 3. Distribution of phytocoenological relevés at poloniny meadows

Fytoocenologické zápisy

Vo vegetačnom období (júl – august; 2014 a 2015) boli identifikované vhodné lúčne lokality a spracované fytoocenologické zápisy Dominovou kombinovanou stupnicou pokryvnosti a početnosti (MORAVEC a kol. 1994).

Zo zaznamenaných taxónov bola zostavená celková fytoocenologická tabuľka. Fytoocenologické dáta sme previedli do digitálnej podoby pomocou databázového programu Turboveg for Windows 2.91 (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001), ktorý exportuje zápisy do formátu kompatibilného s ďalšími analytickými softvérmi. V programe JUICE 7.0 (TICHÝ & HOLT 2006) sme usporiadali zápisy podľa vzdialenosti od chodníka a vytvorili sme synoptickú tabuľku. V rámci jednotlivých skupín sme vyhodnotili fidelitu (modifikovanú vernosť), ktorá bola stanovená mierou phi koeficient a frekvenciu jednotlivých taxónov (%). V nadväznosti na tieto dáta sme vyhodnotili (CHYTRÝ & TICHÝ 2003): diagnostické (phi > 20 phi koeficientu), konštantne (výskyt > 20 %) a dominantné taxóny (s pokryvnosťou až 20 % : 0/100 %). Modifikovaná vernosť a frekvencia výskytu taxónov tvorili základ synoptických tabuliek.

Na testovanie významnosti a miery vplyvu rôznych ekologických faktorov na lokality fytoocenologických zápisov boli použité priemerné ekologické čísla pre jednotlivé druhy (ELLENBERG a kol. 1992), vypočítané v programe Turboveg for Windows 2.91 (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001) spôsobom zohľadnenia pokryvnosti druhov.

Diverzita vegetácie na hodnotených plochách

Alfa diverzita zohľadňuje počet taxónov zaznamenaných na vybranej ploche a ich abundanciu. Tieto dva komponenty sa môžu zisťovať oddelene a v rôznych typoch indexov diverzity bývajú používané s rôznou váhou (DUCHOSLAV 1994). V programoch Turboveg for Windows 2.91 (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001) a JUICE 7.0 (TICHÝ & HOLT 2006) sme pre jednotlivé zápisy vypočítali charakteristiky diverzity, štruktúry a druhového zloženia vegetácie: počet druhov, percentuálnu pokrývnosť v zápisoch, Shannon-Wienerov index druhovej diverzity a index vyrovnanosti Pielou (1975). Na podklade týchto dát sme v programe STATISTIKA v rámci hodnotených lokalít ($n = 15$) porovnali rozdiely veľkých skupín (1 m x 1 m) vzdialených do 1 m, 2 m, 3 m a 10 m a pre jemnejšie porovnanie aj rozdiely v rámci malých podskupín (4 x 0.5 m x 0.5 m) skupiny do 1 m od chodníka (0 – 0.5 m vs 0.5 m – 1 m).

VÝSLEDKY

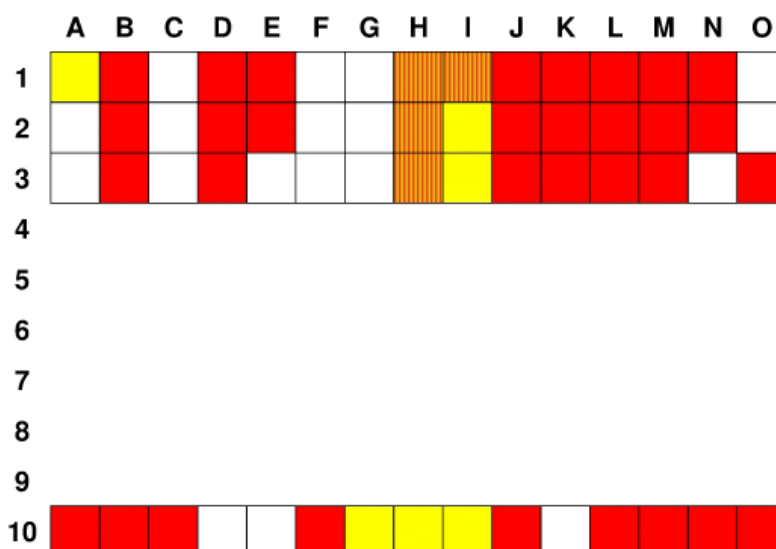
V rámci hodnotených segmentov (obr. 2, $n = 102$) bolo vygenerovaných 11 vhodných lúk, na ktorých bolo založených 15 lokalít. Priemerná šírka chodníka bola 159 cm (CI95 % = 147 – 171 cm), pričom na niektorých častiach bol chodník (z dôvodu prechodu štvorkoliek) zdvojený. Priemerná vzdialenosť lesných porastov kolmo od chodníka (prevažne severnej expozície) – smer Poľsko bola 9 m (CI 95 % = 5 – 14 m) a smer Slovensko (prevažne južnej expozície) 6 m (CI 95 % = 4 – 8 m).

Na piatich hodnotených lokalitách (8 %) sme identifikovali vzácne taxóny (FERÁKOVÁ a kol. 2001): *Viola dacica* (EN), *Lilium martagon* (LR:nt), *Campanula patula* ssp. *abietina* (EN, Bern1), *Veratrum album* (VU) a mimo hodnotených lokalít aj *Scorzonera purpurea* (VU).

Na druhej strane na 36 lokalitách (60 %) sme vyhodnotili dominanciu taxónov nad 50 % (*Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia caespitosa*, *Vaccinium myrtillus* a *Rumex alpinus*), pri ktorých sa v pokročilom štádiu sukcesie predpokladá nezvratný vplyv na zmenu stanovišťa (obr. 4).

Skupiny (1 m x 1 m)

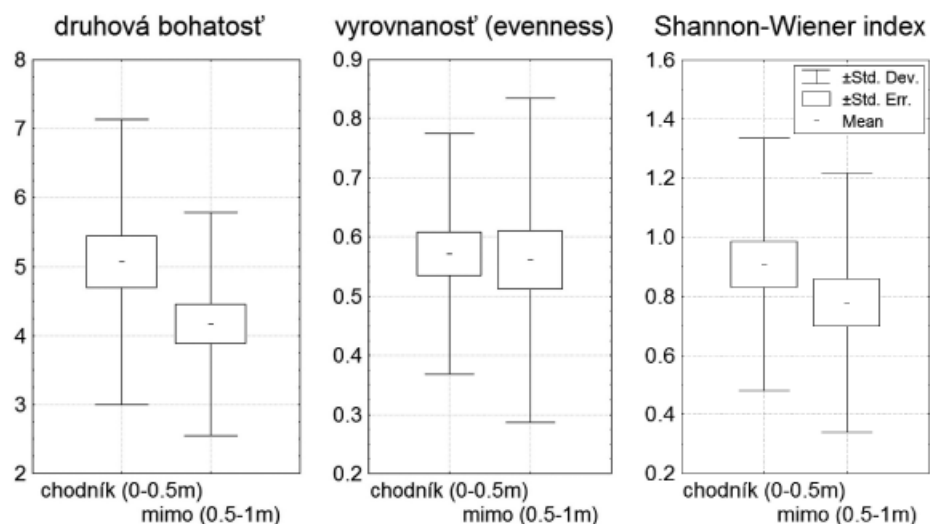
Porovnaním druhovej bohatosti zápisov (obr. 5) na lokalitách hraničiacich s chodníkom – (1m, mean 7.3, CI 95 % = 5.4 – 9.1) so zápismi z vzdialenejšími od chodníka 2 m a 3 m (mean 5.3, CI 95 % = 3.9 – 6.6), sme zistili pokles druhovej bohatosti, a následne (10 m) opäť mierny nárast (mean 6.7, CI 95 % = 5.2 – 8.2). Pri diverzite podľa Shannon-Wienerovho indexu boli zistené nevýrazné poklesy v zápisoch do 1 m (mean 1.1, CI 95 % = 0.9 – 1.4) k zápisom v 2 m a 3 m (mean 1.0, CI 95 % = 0.7 – 1.3) a následný vzostup k zápisom v 10 m (mean 1.1, CI 95 % = 0.8 – 1.4), pričom vyrovnanosť bola takmer identická (mean 0.6, CI 95 % = 0.5 – 0.7).



Obr. 4. Výskyt vzácných druhov rastlín – žltá a dominantných druhov rastlín v pokročilom štádiu sukcesie (50 % <)

– červená, na hodnotených lokalitách poloninských lúk (písmená – lokality, čísla – vzdialenosť od chodníka v metroch)

Fig. 4. Occurrence of rare plant species (yellow) and dominant plant species in advanced stage of succession (50 % <) at assessed sites of poloniny meadows (letters mark the sites, numbers mark the distance from the footpath in meters)



Obr. 5. Krabicové grafy druhej bohatosti (počet druhov), vyrovnanosti a Shannonovho indexu jednotlivých skupín lokalít v závislosti od vzdialenosti chodníka

Fig. 5. The graphs of species richness (the number of species), species balance and Shannon's index of individual site groups in relation to footpath distance

V rámci skupiny zápisov (tab. 1) pri chodníku (0 – 1 m) patrili medzi **diagnostické** taxóny: *Aposeris foetida* 22.5, *Campanula patula* ssp. *abietina* 22.5, *Deschampsia cespitosa* 24.5, *Fagus sylvatica* 22.5, *Festuca* sp. 22.5, *Galium rotundifolium* 22.5, *Hieracium aurantiacum* 22.5, *Hypochaeris uniflora* 22.5, *Juncus effusus* 22.5, *Lysimachia nemorum* 22.5, *Phyteuma spicatum* 32.2, *Poa annua* 39.7, *Prunella* sp. 22.5, *Ranunculus* sp. 22.5 a *Viola dactyla* 22.5, medzi **konštantné** taxóny: *Calamagrostis arundinacea* 73, *Gentiana asclepiadea* 53, *Hypericum maculatum* 33, *Poa chaixii* 40, *Rubus idaeus* 53, *Rumex acetosa* 47 a *Vaccinium myrtillus* 60, a medzi **dominantné** taxóny: *Calamagrostis arundinacea* 33, *Carex* sp. 13, *Deschampsia cespitosa* 27, *Rubus idaeus* 13, *Vaccinium myrtillus* 47 a *Vaccinium vitis-idaea* 7.

V rámci skupiny zápisov vzdialených od chodníka v rozmedzí 1 – 2 m neboli vyhodnotené **diagnostické** taxóny, pričom medzi **konštantné** taxóny patrili: *Calamagrostis arundinacea* 73, *Deschampsia cespitosa* 27, *Gentiana asclepiadea* 53, *Hypericum maculatum* 33, *Rubus idaeus* 47, *Rumex acetosa* 27 a *Vaccinium myrtillus* 60, a k **dominantným** druhom patrili: *Calamagrostis arundinacea* 27, *Deschampsia cespitosa* 20, *Gentiana asclepiadea* 7, *Nardus stricta* 7, *Rubus idaeus* 13, *Vaccinium myrtillus* 33 a *Vaccinium vitis-idaea* 7.

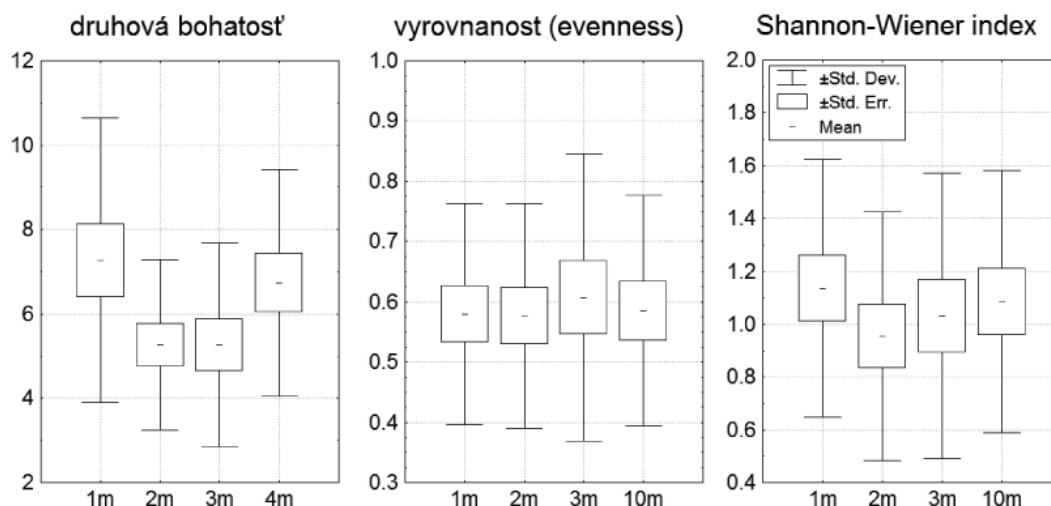
V rámci skupiny zápisov vzdialených od chodníka v rozmedzí 2 – 3 m patrili medzi **diagnostické** taxóny: *Acer platanoides* 22.5 a *Filipendula ulmaria* 22.5, medzi **konštantné** taxóny patrili: *Calamagrostis arundinacea* 60, *Deschampsia cespitosa* 27, *Gentiana asclepiadea* 53, *Hypericum maculatum* 33, *Rubus idaeus* 47, *Rumex acetosa* 33 a *Vaccinium myrtillus* 47 a k **dominantným** druhom patrili: *Athyrium filix-femina* 7, *Calamagrostis arundinacea* 27, *Deschampsia cespitosa* 13, *Rubus idaeus* 27, *Vaccinium myrtillus* 33 a *Vaccinium vitis-idaea* 13.

V rámci skupiny zápisov vzdialených od chodníka v rozmedzí 9 – 10 m od chodníka patrili medzi **diagnostické** taxóny: *Campanula serrata* 22.5, *Cruciata laevipes* 22.5, *Hieracium lachenalii* 22.5, *Holcus mollis* 22.5, *Luzula luzuloides* 25.8, *Melampyrum* sp. 22.5, *Sanguisorba officinalis* 22.5, *Sorbus aucuparia* 22.5 a *Veratrum album* 22.5, medzi **konštantné** taxóny patrili: *Calamagrostis arundinacea* 73, *Deschampsia cespitosa* 27, *Gentiana asclepiadea* 73, *Hypericum maculatum* 53, *Poa chaixii* 27, *Potentilla erecta* 33, *Rubus idaeus* 60, *Rumex acetosa* 40 a *Vaccinium myrtillus* 40, a k **dominantným** druhom patrili: *Calamagrostis arundinacea* 20, *Carex* sp. 13, *Deschampsia cespitosa* 13, *Gentiana asclepiadea* 7, *Nardus stricta* 7, *Rubus idaeus* 20, *Rumex acetosa* 7 a *Vaccinium myrtillus* 33.

Malé podskupiny (0.5 m x 0.5 m)

Porovnaním zápisov na lokalitách podskupín (n = 30) hraničiacich s chodníkom so zápsmi vzdialenejšími od chodníka sme zistili (obr. 6): pokles druhej bohatosti z mean 5.1 (CI 95 % = 4.3 – 5.8) na mean 4.2 (CI 95 % = 3.6 – 4.8), pokles Shannon-Wienerovho indexu diverzity z mean 0.9 (CI 95 % = 0.7 – 1.1) na mean 0.8 (CI 95 % = 0.6 – 0.9) pričom vyrovnanosť bola takmer identická mean 0.6 (CI 95 % = 0.5 – 0.6) k mean 0.6 (CI 95 % = 0.5 – 0.7).

V rámci zápisov (tab. 2) lokalít hraničiacich s chodníkom (0 – 0.5 m) medzi **diagnostické** taxóny patrili: *Luzula luzuloides* 30.2 a *Poa annua* 30.2, medzi **konštantné** patrili: *Calamagrostis arundinacea* 60, *Deschampsia cespitosa* 47, *Poa chaixii* 30, *Ru-*



Obr. 6. Krabicové grafy druhej bohatosti (počet druhov), vyrovnanosti a Shannonovho indexu jednotlivých podskupín lokalít v závislosti od vzdialenosti chodníka ($n = 30$)

Fig. 6. The graphs of species richness (the number of species), species balance and Shannon's index of individual sub-group sites in relation to footpath distance ($n = 30$)

mex acetosa 33, *Vaccinium myrtillus* 47; *Rubus idaeus* 40 a medzi **dominantné** taxóny patrili: *Calamagrostis arundinacea* 37, *Deschampsia cespitosa* 27, *Gentiana asclepiadea* 3, *Nardus stricta* 3, *Rubus fruticosus* agg. 7, *Vaccinium myrtillus* 40 a *Rubus idaeus* 7.

V rámci zápisov v lokalitách vzdialenejších od chodníka (0.5 – 1 m) neboli vyhodnotené **diagnostické** taxóny, medzi **konštantné** taxóny patrili: *Calamagrostis arundinacea* 60, *Deschampsia cespitosa* 37, *Gentiana asclepiadea* 37, *Rumex acetosa* 27, *Vaccinium myrtillus* 50 a *Rubus idaeus* 47 a medzi **dominantné**: *Calamagrostis arundinacea* 17, *Deschampsia cespitosa* 13, *Gentiana asclepiadea* 7, *Rubus fruticosus* agg. 7, *Rumex acetosa* 3, *Vaccinium myrtillus* 37 a *Rubus idaeus* 20.

Ekologická analýza skupín (1 m x 1 m)

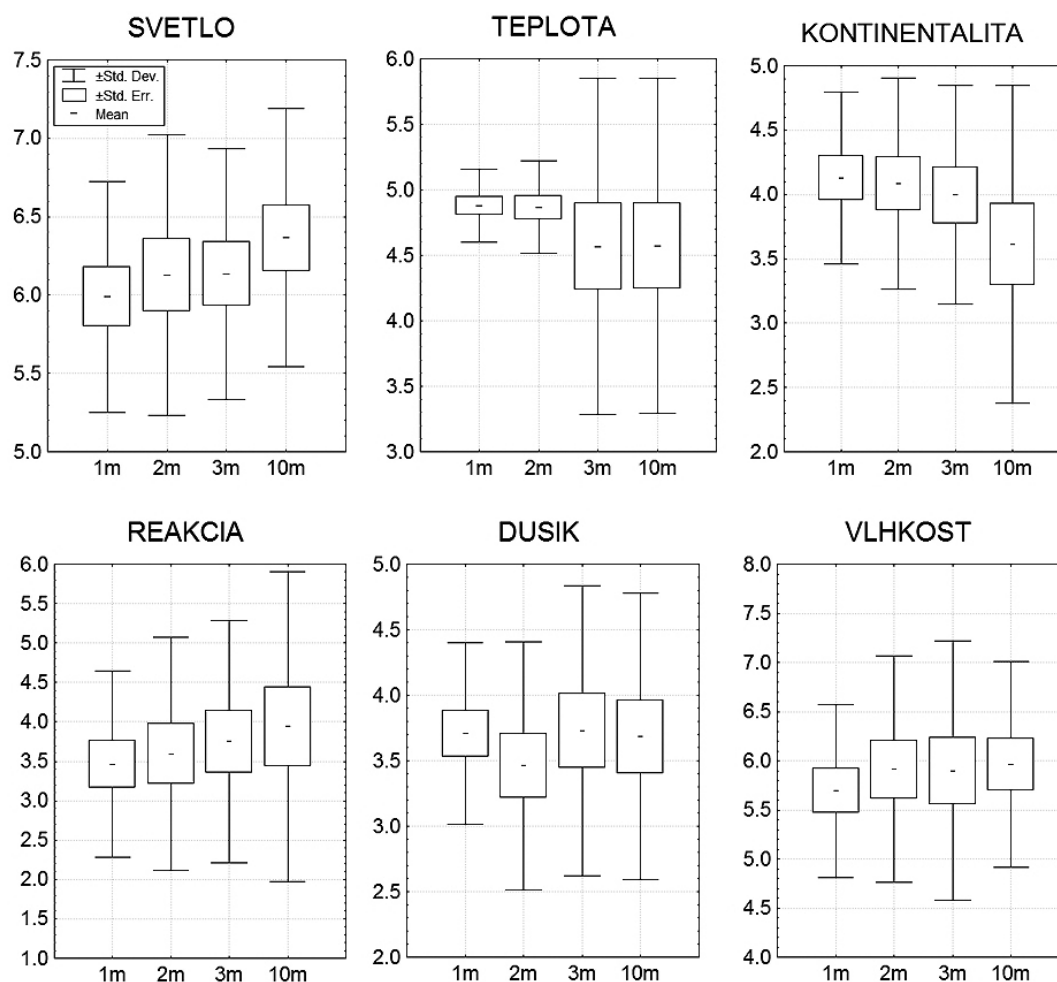
Z výsledkov ekologickej analýzy hodnotených plôch vyplýva, že porovnávaním lokalít z rôznych vzdialeností od chodníka neboli zistené signifikantné zmeny pri žiadnom faktore (obr. 7).

Nevýznamné rozdiely (pod 95 % CI spoľahlivosti) boli zistené pri faktoroch teplota, svetlo, kontinentalita a reakcia. Zmeny pri faktore kontinentalita naznačujú nárast podielu subkontinentálnych druhov a naopak pokles podielu suboceánických druhov. Faktor reakcia poukazuje na pokles podielu druhov kyslých až mierne kyslých pôd. Pri faktore teplota zmeny poukazujú na nárast podielu indiferentných druhov a faktore svetlo naznačuje trend nárastu svetlomilných rastlín. Tieto dáta pri malom počte hodnotených lokalít, naznačujú vplyv sklonu k juhu u skupín zápisov vzdialených od chodníka v rozmedzí 9 – 10 m (obr. 7).

DISKUSIA

V hodnotenej oblasti pri štarte dlhodobého monitoringu rastlinných spoločenstiev (RUŽIČKOVÁ a kol. 1995) a porovnaním s týmito údajmi v relatívne podobnej vzdialenosti od chodníka cca 9 m sme v rámci početnosti druhov na vzdialenejšej ploche (obr. 5) zistili menší počet taxónov. Tento rozdiel môže byť spôsobený metodikou systematického výberu (obr. 2), keď porovnávané lokality (RUŽIČKOVÁ a kol. 1995) boli budované na plochách, na ktorých v predchádzajúcom období bola pravdepodobne vykonávaná kosba (GÍČ in verb.). Analogicky vyššiu diverzitu a druhovú bohatosť v blízkosti chodníkov vyhodnotili aj v Arizone (QUEIROZ a kol. 2014), no na druhej strane tieto deštruktívne vplyvy na vegetáciu v oblasti chodníka a jeho blízkosti môžu umožniť prienik nepôvodných druhov (HAMMITT a kol. 2015). Aj pri vyhodnocovaní vzácnych taxónov (tab. 1, 2 a obr. 4) sa tieto nachádzali prevažne v oblasti manažmentových zásahov Správy NP Poloniny (H, I), aj keď v oblasti NPR Jarabá Skala, kde sa v minulosti taktiež vykonával manažment – kosba trávnatých porastov (ANONYMUS 2017), neboli v rámci hodnotených lokalít (J, K, L a M) nájdené vzácnejšie taxóny, dokonca tam dominujú taxóny v pokročilom štádiu sukcesie (tab. 1). Keďže však metóda ktorú, sme použili, môže zahŕňať plochy s nízkou diverzitou a dominanciou jedného, prípadne niekoľkých druhov (UHRÍN 2004), dá sa pri malom počte zápisov predpokladať skreslenie výstupov (COLWELL a kol. 2004).

Antropogénna činnosť v súčasnosti – turizmus (PŘEDKI 2012; PŘEDKI & DEMKO 2015), podobne ako v minulosti valašská



Obr. 7. Porovnanie ekologických faktorov hodnotených skupín zápisov (1 m, 2 m, 3 m a 10 m)

Fig. 7. The comparison of ecofactors of the assessed groups of phytocoenological relevés (1m, 2m, 3m a 10m)

kolonizácia (BURALOVÁ & NÉMETHOVÁ 2009), menia stanovištné podmienky (HAMMITT a kol. 2015). Aj porovnaním diverzity UA polonín (cca 20 rokov opustené) s PL poloninami (60 rokov opustené) bola zistená vyššia diverzita v obhospodarovných častiach UA polonín aj 20 rokov po ich opustení (MRÓZ 2006). Celkovo sa druhová diverzita lúčnych spoločenstiev zachovala, no procesy zhoršovania biodiverzity, ako aj obnova druhovej bohatosti manažovaných plôch sú pomalšie, ako sa predpokladalo (BEZÁK a kol. 2016).

Absolútne hodnoty druhovej bohatosti a indexov diverzity (IŠTOŇA 2000) vzhľadom na veľkosť/malosť lokalít (tab. 1 a 2) je nedostatočná veličina vzhľadom k výstupom o lúčnych spoločenstvách (MORAVEC a kol. 1994), ale predpokladáme, že pre účely porovnania postačujú (napr. MIKLOŠ a kol. 2015). Vo vegetácii na chodníku po troch rokoch (1993 – 1996) Barančok (BARANČOK 2002) zistil, že došlo k zníženiu pokrývnosti vegetácie na chodníku o 60 % – 100 % a na niektorých lokalitách v jeho bezprostrednom okolí (do 1 m od chodníka) o 20 %. Hodnoty druhovej bohatosti a diverzity najvzdialenejšej skupiny od chodníka (9 – 10 m) boli mierne nižšie ako pri chodníku, ale vyššie ako pri ostatných dvoch skupinách (obr. 5), na čo pravdepodobne vplyva orientácia sklonu hodnotených lokalít na juh od hlavného hrebeňa (obr. 1) s výraznejšou energetickou bilanciou (ŠTOFÍK 2009), čo naznačujú aj hodnoty ekologických faktorov (obr. 7).

Jednou z charakteristických fytocenóz, vznikajúcich v dôsledku sekundárnej sukcesie, je spoločenstvo s prevahou smlzu trstovníkovitého *Calamagrostis arundinacea*, a o pokračujúcej sekundárnej sukcesii svedčí aj šírenie metlice trsnatej *Deschampsia cespitosa*, ktorá sa v hodnotenom území v minulosti neuvádzala (HADAČ a kol. 1988), aj keď v prvom komplexnom spracovaní flóry sa uvádza na viacerých lokalitách (HADAČ & TERAY 1991). Medzi taxóny sukcesie lúk (KLIMENT 2015) patrí aj dominantný taxón *Vaccinium myrtillus* (tabuľka 1 a 2). Ďalším dominantným je antropogénny (zoogénny) taxón – *Rumex alpinus* (STACHURSKA-SWAKOŇ 2009), ktorý súvisí s pozostatkami po valašskej kolonizácii (BURALOVÁ & NÉMETHOVÁ 2009). I keď na hodnotených lúčkach bol vyhodnotený ako taxón oblasti v blízkosti chodníka (tab. 1), pri podrobnejšom zhodnotení podskupín nevýrazne vystupoval ako diagnostický taxón malého významu oblasti menej zošľapovanej 0.5 – 1 m (tab. 2).



Obr. 8. Vykášanie vrcholovej časti štátnej hranice SK/PL hrebeňom poloninských lúk – minulosť. (Zdroj: Archív NP Poloniny)
Fig. 8. The tree cutting at the crest of the poloniny meadows at the SK/PL state border in the past (Source: Archive NP Poloniny)

ZÁVER

V dlhodobom horizonte nastali v hodnotenom území výrazné zmeny spôsobené ľuďmi. Pri valašskej kolonizácii (BURALOVÁ & NÉMETHOVÁ 2009) v prvopočiatoch osídľovania (cca 14. a 15. storočie) sa pravdepodobne začalo s výrazným odlesnením vrcholových častí hlavného karpatského hrebeňa. V nasledujúcom období prechodným pasením a košarovaním vznikali v týchto oblastiach poloprirodzené vysokohorské lúky – poloniny. Ešte z prvej polovice 20. storočia sú verbálne informácie, že poloniny sa extenzívne využívali na občasné vykášanie a následné zväžanie sena do obcí. V ďalšom období (cca 80. roky) už bola hodnotená oblasť len občasne vykášaná z dôvodu ochrany štátnej hranice (obr. 8). V súčasnosti nastáva ďalší fenomén – nárast pohybu turistov a mechanizmov (súvisiacich s ochranou štátnej hranice), v dôsledku čoho nastáva intenzívnejší zásah do vegetačného krytu (obr. 1), čím dochádza k zmenám v diverzite a druhovej bohatosti (obr. 5 a 6).

Diverzita so vzdialenosťou od chodníka klesala, ale následne vo väčšej vzdialenosti opäť stúpala (obr. 5). Tieto zmeny sú pravdepodobne spôsobené južným sklonom, čo čiastočne potvrdzujú aj výstupy ekologických hodnôt (obr. 7).

Mimo hlavného cieľa práce sme vyhodnotili, že vzácne taxóny sa vyskytujú len na ojedinelých (obr. 4) v minulosti manažovaných lokalitách alebo v blízkosti chodníka. Predpokladáme, že správny manažment (RUŽIČKOVÁ a kol. 1995) by mohol zabrániť nenávratným stratám vzácných taxónov východokarpatskej flóry (HENDRYCH & HENDRYCHOVÁ 1979; UHRÍN 2004).

Nedostatky predkladaného príspevku (napr. malé plochy, malý počet lokalít, neúplná determinácia taxónov), u ktorých nepredpokladáme výrazný vplyv na výstupy, by sa v ďalšej fáze dali upraviť napríklad rozšírením hodnoteného územia (na širšie územie NP Poloniny), zahustením lokalít (cca 50 m intervaly), prípadne aj rozšírením o príľahlé územie Poľska (severne orientované lokality, dlhodobo neovplyvnené manažmentom).

Podakovanie

Za poskytnutú fotodokumentáciu a diaľkomer ďakujeme Ing. Milanovi Pirošovi.

LITERATÚRA

- ANONYMOUS 2017: Rezervačná kniha ŠPR Riaba skala. Archív NP Poloniny.
- BARANČOK, P. 2002: Zmeny štruktúry rastlinných spoločenstiev v okolí turistického chodníka v Belianskych Tatrách. *Oecologia Montana* 11: 54–59.
- BEZÁK, P., HALADA, L., GAJDOŠ, P., DAVID, S., ŽILA, P., MOJSES, M., BOLTÍŽIAR, M., PETROVIČ, F. 2016: The Long-Term Socioecological Research of Landscape and Biodiversity Changes in the Mountain Area of the Poloniny National Park in Context of Global Changes. *Životné prostredie* 50(2): 90–96.
- BLÁŽKOVÁ, D. 1991: Sukcese na nesečených loukách v SPR Stužica (Bukovské vrchy). *Preslia*, Praha, č. 63, 177–188.
- BUCKLEY, R. 2005: Recreation ecology research effort: an international comparison. *Tourism Recreation Research* 30(1): 99–101.
- BUDOWSKI, G. 1976: Tourism and environmental conservation: conflict, coexistence, or symbiosis? *Environmental conservation* 3(01): 27–31.
- BURALOVÁ, I. & NÉMETHOVÁ, V. 2009: Žijem pod Poloninami, žijem tu rád. OZ Čemerica, Stakčín, 84 pp.
- COLWELL, R. K., CHANG, X. M. & JING, C. 2004: Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717–2727.
- CHYTRÝ, M. & TICHÝ, L. 2003: Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. Masaryk University, Brno.
- DUCHOSLAV, M. 1994: Popis a analýza vegetácie I. Metódy a pristupy (Neoficiálny predbežná verze). PrF Univerzity Palackého Katedra botaniky, Olomouc, 46 pp.
- ELLENBERG, H. 1974: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanika 9. E Goltze, Gottingen, 97 pp.
- FERÁKOVÁ, V., MAGLOCKÝ, Š. & MARHOLD, K. 2001: Červený zoznam papraďorastov a semenných rastlín Slovenska. *Ochrana Prírody* 20: 4477.
- GORCZYCA, E. & KRZEMIEŃ, K. 2010: Rola dróg i ścieżek turystycznych w modelowaniu rzeźby gór strefy umiarkowanej. *Roczniki Bieszczadzkie* 18: 228–242.
- HADAČ, E. & TERAY, J. 1991: Kvetena Bukovských vrchov. *Príroda*, Bratislava 182 pp.
- HADAČ, E., ANDERŠOVÁ, J. & KLESCHT, V. 1988: Vegetace polonin v Bukovských vrších na sv. Slovensku. *Preslia* 60: 321–338.
- HALADA, L. 1999: Successional changes of non-forest vegetation on abandoned areas in the Biosphere Reserve East Carpathians and consequences on conservation value. Nitra. In archív NP Poloniny, 39 pp.
- HALADA, L., RUŽICKOVÁ, H. & DAVID, S. 2004: Lúky Národného parku Poloniny – súčasnosť a budúcnosť. In: MIDRIAK, R. (ed.). Biosférické rezervácie na Slovensku. V. Zborník referátov z 5. národnej konferencie o BR Slovenska. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 41–48.
- HAMMITT, W. E., COLE, D. N. & MONZ, C. A. 2015: Wildland recreation: ecology and management. John Wiley & Sons, Chichester, 312 pp.
- HENDRYCH, R. & HENDRYCHOVÁ, H. 1979: Preliminary report on the Dacian migroelement in the flora of Slovakia. *Preslia* 51(4): 313–332.
- HENNEKENS, S. M. & SCHAMINÉE, J. H. 2001: TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of vegetation Science* 12(4): 589–591.
- IŠTOŇA, J. 2000: Fytocenologická charakteristika a zhodnotenie fytodiverzity lesných spoločenstiev modelového územia Magura. *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 46(3): 237–255.
- KLIMENT, J., JAROLÍMEK, I. & KOCHJAROVÁ, J. 2004: Spoločenstvá zväzu *Calamagrostion arundinaceae* v Bukovských vrchoch. *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava* 26: 137–144.
- KLIMENT, J. 2015: Zmeny v druhovom zložení asociácie *Homogyno alpinae-Nardetum* po takmer 60 rokoch. *Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava* 37(1): 103–114.
- KRÍŽOVÁ, E. 1995: Sukcesia – teoretické problémy. In: KRÍŽOVÁ, E. & UJHÁZY, K. Sekundárna sukcesia – zborník referátov zo seminára Katedry fytoľógie, LF TU Zvolen, 7–13.
- KOŠTÁL, J. 2003: Geobotanika. Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra, 52–55.
- KUCHARZYK, S. 2006: Ekologiczne znaczenie drzewostanów w strefie górnej granicy lasu w Karpatach Wschodnich i ich wrażliwość na zmiany antropogeniczne. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 15–43.
- KUCHARZYK, S. 2015: Dawne oraz współczesne drogi leśne i szlaki zrywkowe w waloryzacji naturalności ekosystemów leśnych w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 23: 95–109.
- KUCHARZYK, S. & AUGUSTYN, M. 2012: Górna granica lasu na terenie wsi Ustrzyki Górne i Wołosate w końcu XVIII wieku. *Roczniki Bieszczadzkie* 20: 15–27.
- MARHOLD, K. & HINDAK, F. 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava, 687 pp.
- MARYSKEVYCH, O. & SHPAKIVSKA, I. 2013: Roślinność i pokrywa glebowa w obrębie tras zjazdowych na Bukowelu (Gorgany, Karpaty Wschodnie, Ukraina). *Roczniki Bieszczadzkie* 21: 336–350.
- MIDRIAK, R. 1995: Povrchový odtok a erozne pôdne straty v lesných porastoch flyšovej oblasti CHKO – Biosférickej rezervácie Východné Karpaty. Reliéf a integrovaný výskum krajiny. Proceedings, Pedagogical Faculty, P.J. Šafárik University, Prešov, 58–63.
- MIKLOŠ, M., SLOBODNÍKOVÁ, L., BABÁLOVÁ, D., ŠKVARENINA, J. & UJHÁZY, K. 2015: Vplyv zasnežovania na vegetáciu podhorského lyžiarskeho strediska. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen* 57(Suppl. 1): 47–61.
- MUNTEANU, C., RADELOFF, V., GRIFFITHS, P., HALADA, L., KAIM, D., KNORN, J. & OSTAPOWICZ, K. 2017: Land change in the Carpathian Region before and after major institutional changes. In *Land-Cover and Land-Use Changes in Eastern Europe after the Collapse of the Soviet Union in 1991*. Springer International Publishing, 57–90.
- MORAVEC, J. a kol. 1994: Fytocenologia. Academia, Praha, 403 pp.
- MRÓZ, W. 2006: Zróżnicowanie szaty roślinnej przy górnej granicy lasu w Bieszczadach Wschodnich i Zachodnich. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 45–63.
- OLAH, B., BOLTÍŽAR, M. & PETROVIČ, F. 2006: Land use changes' relation to georelief and distance in the East Carpathians Biosphere Reserve. *Ekológia, Bratislava* 1(25): 68–81.
- PREDKI, R. 2012: Ruch turystyczny w Bieszczadzkim Parku Narodowym w latach 2009 – 2011. *Roczniki Bieszczadzkie* 20: 358–377.

- PRĘDKI, R. & DEMKO, T. 2015: Ruch turystyczny w Bieszczadzkim Parku Narodowym w latach 2012 – 2014. *Roczniki Bieszczadzkie* 23: 367–385.
- QUEIROZ R. E., VENTURA, M. A. & SILVA, L. 2014: Plant diversity in hiking trails crossing Natura 2000 areas in the Azores: implications for tourism and nature conservation. *Biodiversity and conservation* 23(6): 1347–1365.
- RŮŽIČKOVÁ, H. a kol. 1995: Management lúk biosférickej rezervácie Východné Karpaty (Projekt ochrany biodiverzity GEF). ÚKE SAV, Bratislava. Správa z realizácie projektu uložená v archíve S – NP Poloniny v Stakčine, 78 pp.
- RŮŽIČKOVÁ, H. & HALADA, L. 2002: Poloprirodné lúky a pasienky NP Poloniny ich súčasný stav, ohrozenie a možnosti zachovania. Banská Bystrica, In depon archív S NP Poloniny, 93–99.
- SLÁVIKOVÁ, D. & JANČOVÁ, G. 1997: Nelesná vegetácia v pásme hygienickej Ochrany VN Starina. Manuskript in archív S NP Poloniny, 8 pp.
- STACHURSKA-SWAKOŃ, A. 2009: Syntaxonomical revision of the communities with *Rumex alpinus* L. in the Carpathians. *Phytocoenologia* 39(2): 217–234.
- ŠTOFÍK, J. 2009: Dlhodobé zmeny vegetácie v katastrálnom území bývalej obce Ruské (Rigorózna práca). UMB, Banská Bystrica, 94 pp.
- ŠTOFÍK, J. 2012: Vyhodnotenie zmien v pokryvnosti lesa vo Východných Karpatoch na príklade územia bývalej obce Ruské. In. Biosférické rezervácie na Slovensku IX. edit. R. MIDRIAK Zborník referátov z 9. národnej konferencie o biosférických rezerváciách SR, konanej 11. – 12. októbra 2012 v Stakčine, 75–79.
- ŠTOFÍK, J. & BARTUŠOVÁ, Z. 2016: Súčasný stav bobra vodného (*Castor fiber*) na severovýchode Slovenska. *Ochrana prírody* 28: 39–52.
- TICHY, L. & HOLT, J. 2006: Juice. Program for management, analysis and classification of ecological data. Program manual. Vegetation Science Group, Masaryk University, Brno, 103 pp.
- UHRÍN, S. 2004: Vegetačné typy, významné taxóny horských lúk NP Poloniny a ich vzťah k faktorom prostredia (Písomná práca k dizertačnej skúške). ÚKE SAV, Bratislava, 52 pp.
- UHRÍN, S. 2006: Vegetačné typy, významné taxóny horských lúk NP Poloniny a ich vzťah k faktorom prostredia (Dizertačná práca). ÚKE SAV, Bratislava.
- UJHÁZY, K. 1995: Sledovanie sekundárnej sukcesie so zameraním na drevinnú zložku. LF TU, Zvolen, 83–93.
- UJHÁZY, K. 2003: Sekundárna sukcesia na opustených lúkach a pasienkoch Poľany. LF TU, Zvolen 102 pp.
- VOLOŠČUK a kol. 1988: Východné Karpaty – chránená krajinná oblasť. Príroda, Bratislava, 334 pp.

Tabuľka 1: Synoptická tabuľka zápisov (vzdialených 1, 2, 3 a 10m od chodníka) s modifikovanou vernosťou (ϕ koeficient) a frekvenciou %.

Table 1: Synoptic table of phytocoenological relevés (1-, 2-, 3- and 10m distance from the footpath) with modified accuracy (ϕ coefficient) and frequency %.

Skupina / Group	1					2				3					10						
Vzdialenosť / Distance (m)	0-1					1-2				2-3					9-10						
Počet zápisov / No. of relevés (n)	15					15				15					15						
<i>Poa annua</i>	Dg			39.7	20			—	.				—	.				—	.		
<i>Phyteuma spicatum</i>	Dg			32.2	13			—	.				—	.				—	.		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Dg		Do	24.5	53	K	Do	—	27			K	Do	—	27			K	Do	—	27
<i>Viola dacica</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Fagus sylvatica</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Ranunculus</i> sp.	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Galium rotundifolium</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Lysimachia nemorum</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Aposeris foetida</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Festuca</i> sp.	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		
<i>Hypochaeris uniflora</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.		

<i>Hieracium aurantiacum</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.
<i>Prunella</i> sp.	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.
<i>Campanula patula</i> ssp. <i>abietina</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.
<i>Juncus effusus</i>	Dg			22.5	7			—	.				—	.				—	.
<i>Poa chaixii</i>		K		17.4	40			—	20				—	20		K		—	27
<i>Rumex alpinus</i>				15.4	13			—	7				—	7				—	.
<i>Rumex acetosa</i>		K		12	47	K		—	27		K		—	33		K	Do	4	40
<i>Carex</i> sp.			Do	11.3	20		Do	—	13			Do	—	7			Do	—	13
<i>Silene vulgaris</i>				10.4	13			—	7				—	7				—	7
<i>Epilobium parviflorum</i>				10.7	7			10.7	7				—	.				—	.
<i>Lilium martagon</i>				10.7	7			10.7	7				—	.				—	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>		K	Do	9.6	60	K	Do	9.6	60		K	Do	—	47		K	Do	—	40
<i>Athyrium filix-femina</i>				4.4	7			4.4	7			Do	4.4	7				—	.
<i>Festuca rubra</i>				4.4	7			4.4	7				4.4	7				—	.
<i>Cruciata glabra</i>				4.4	7			4.4	7				4.4	7				—	.
<i>Epilobium angustifolium</i>				3	13			3	13				3	13				—	7
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			Do	—	13		Do	8.1	20			Do	8.1	20				—	7
<i>Agrostis capillaris</i>				—	7			—	7				—	7				—	7
<i>Carex viridula</i>				—	7			—	7				—	7				—	7
<i>Carex pallescens</i>				—	7			—	7				—	7				—	7
<i>Filipendula ulmaria</i>				—	.			—	.	Dg			22.5	7				—	.
<i>Acer platanoides</i>				—	.			—	.	Dg			22.5	7				—	.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>		K	Do	4.2	73	K	Do	4.2	73		K	Do	—	60		K	Do	4.2	73
<i>Nardus stricta</i>				—	7		Do	—	7				6.4	13			Do	6.4	13
<i>Homogyne alpina</i>				—	13			—	7				8.1	20				8.1	20
<i>Solidago virgaurea</i>				—	13			—	13				—	13				8.1	20
<i>Rubus idaeus</i>		K	Do	1.9	53	K	Do	—	47		K	Do	—	47		K	Do	9.6	60
<i>Polygonatum verticillatum</i>				—	.			—	7				10.4	13				10.4	13
<i>Rosa pendulina</i>				—	7			—	7				—	7				10.4	13
<i>Potentilla erecta</i>				—	20			—	20				—	13		K		16.3	33
<i>Gentiana asclepiadea</i>		K		—	53	K	Do	—	53		K		—	53		K	Do	17.6	73
<i>Hypericum maculatum</i>		K		—	33	K		—	33		K		—	33		K		17.8	53
<i>Acer pseudoplatanus</i>				—	7			—	.				6.4	13				19.2	20
<i>Veratrum album</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Melampyrum</i> sp.				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7

<i>Campanula serrata</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Holcus mollis</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Sanguisorba officinalis</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Cruciata laevipes</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Sorbus aucuparia</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Hieracium lachenalii</i>				—	.			—	.				—	.	Dg			22.5	7
<i>Luzula luzuloides</i>				5.2	20			—	13				—	.	Dg			25.8	33

Taxóny/Taxons: Dg - diagnostické / diagnostic; K - konštantné / constant; Do - dominantné / dominant

Tabuľka 2: Synoptická tabuľka zápisov (pri chodníku 0–0.5m a mimo chodníka 0.5–1m) s modifikovanou vernosťou (pfi koeficient) a frekvenciou %.

Table 2: Synoptic table of phytocoenological relevés (0–0.5m and 0.5–1m from the footpath) with modified accuracy (phi coefficient) and frequency %.

Podskupina / Sub-group	0					1				
Vzdialenosť / Distance (m)	0–0.5					0.5–1				
Počet zápisov / No. of relevés (n)	30					30				
<i>Luzula luzuloides</i>	Dg			30.2	17				—	.
<i>Poa annua</i>	Dg			30.2	17				—	.
<i>Agrostis capillaris</i>				18.6	7				—	.
<i>Lilium martagon</i>				18.6	7				—	.
<i>Viola dacica</i>				18.6	7				—	.
<i>Juncus effusus</i>				18.6	7				—	.
<i>Phyteuma spicatum</i>				18.6	7				—	.
<i>Festuca sp.</i>				18.6	7				—	.
<i>Homogyne alpina</i>				13.4	10				—	3
<i>Hypochaeris uniflora</i>				13	3				—	.
<i>Galium rotundifolium</i>				13	3				—	.
<i>Aposeris foetida</i>				13	3				—	.
<i>Fagus sylvatica</i>				13	3				—	.
<i>Prunella sp.</i>				13	3				—	.
<i>Ranunculus sp.</i>				13	3				—	.
<i>Lysimachia nemorum</i>				13	3				—	.
<i>Poa chaixii</i>		K		11.5	30				—	20
<i>Deschampsia cespitosa</i>		K	Do	10.1	47		K	Do	—	37
<i>Hypericum maculatum</i>				9.8	17				—	10
<i>Potentilla erecta</i>				8.9	20				—	13
<i>Silene vulgaris</i>				7.6	7				—	3
<i>Solidago virgaurea</i>				7.6	7				—	3
<i>Rumex acetosa</i>		K	Do	7.3	33		K	Do	—	27
<i>Festuca rubra</i>				—	7				—	7
<i>Cruciata glabra</i>				—	7				—	7

<i>Nardus stricta</i>				—	7				—	7
<i>Carex</i> sp.				—	7				—	7
<i>Hieracium aurantiacum</i>				—	3				—	3
<i>Calamagrostis arundinacea</i>		K	Do	—	60		K	Do	—	60
<i>Carex pallescens</i>				—	3				—	3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>				—	7				—	7
<i>Rubus fruticosus</i> agg.			Do	—	7			Do	—	7
<i>Acer pseudoplatanus</i>				—	3				—	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>		K	Do	—	47		K	Do	3.3	50
<i>Epilobium angustifolium</i>				—	7				6	10
<i>Rubus idaeus</i>		K	Do	—	40		K	Do	6.7	47
<i>Rosa pendulina</i>				—	.				13	3
<i>Athyrium filix-femina</i>				—	.				13	3
<i>Epilobium parviflorum</i>				—	.				13	3
<i>Polygonatum verticillatum</i>				—	.				13	3
<i>Carex viridula</i>				—	.				13	3
<i>Rumex alpinus</i>				—	3				13.4	10
<i>Gentiana asclepiadea</i>			Do	—	20		K	Do	18.5	37
<i>Campanula patula</i> ssp. <i>abietina</i>				—	.				18.6	7

Taxóny/Taxons: Dg - diagnostické / diagnostic; K - konštantné / constant; Do - dominantné / dominant

OBSAH

OTO MAJZLAN

Chrobáky (Coleoptera) prírodnej rezervácie Krasín nad obcou Dolná Súča v Bielych Karpatoch 5 – 19

VLADIMÍR MACEJKA, JOZEF ŠTOFÍK

Jazvec lesný (*Meles meles*) v Národnom parku Poloniny – Slovensko (minulosť a súčasnosť) 20 – 31

STANISLAV DAVID, PATRÍCIA DINKOVÁ, MONIKA SOFKOVÁ

Invadované rastlinné spoločenstvá v inundačnom území stredného toku Ipľa (Slovensko) 32 – 48

PETER KUČERA

Návrhy k manažmentu v NPR Devínska Kobyla s ohľadom na vybrané druhy drevín 49 – 59

NIKOLA PISARČIKOVÁ, JOZEF ŠTOFÍK

Vplyv disturbance na diverzitu poloprirodzených vysokohorských lúk – polonín 60 – 72

