

ACTA

FACULTATIS PAEDAGOGICAE
UNIVERSITATIS TYRNAVENSIS



Séria B - prírodné vedy
Trnava
2015

Acta Facultatis Paedagogicae Universitatis Tyrnaviensis

Zborník Pedagogickej fakulty Trnavskej univerzity

Séria B – prírodné vedy

Zostavovateľ:

PaedDr. Jana Fančovičová, PhD.

Redakčná rada:

Predseda:

prof. RNDr. Alfréd Trnka, PhD.

Členovia:

prof. RNDr. Pavol Eliáš, CSc.

doc. RNDr. Pavel Híc, CSc.

prof. RNDr. Oto Majzlan, PhD.

doc. PaedDr. Pavol Prokop, PhD.

Recenzenti:

PaedDr. Jana Fančovičová, PhD.

prof. RNDr. Oto Majzlan, PhD.

Ing. Viera Peterková, PhD.

doc. PaedDr. Pavol Prokop, PhD.

prof. RNDr. Alfréd Trnka, PhD.

Technický redaktor:

Mgr. Katarína Dobrotková

Kontakt na redakciu:

Pedagogická fakulta Trnavskej univerzity v Trnave

Oddelenie pre vedu, výskum a zahraničné styky

Priemyselná 4, P.O.Box 9

SK-918 43 TRNAVA

tel.: 033 / 55 16 047, e-mail: zuzana.jakubovska@truni.sk, jana.fancovicova@truni.sk

ISBN 978-80-8082-869-1

EAN 9788080828691

Obsah

Dobrotková, K., Cvičelová, M.: MORFOLÓGIA NOHY CHLAPCOV Z TRNAVY A OKOLIA VO VEKU 7 A 8 ROKOV	4
Kvasničák, R., Štiavnická, A.: OVPLYVNÚJE VERTIKÁLNA ZONÁLNOSŤ ŠTUDOVANÉHO ÚZEMIA SKLADBU KOLEOPTEROCENÓZ V LÚČNOM BIOTOPE (CHKO MALÉ KARPATY, MODRA-HARMÓNIA, JZ SLOVENSKO).....	16
Majzlan, O.: VPLYV BANSKEJ ČINNOSTI NA DIVERZITU CHROBÁKOV (Coleoptera) ..	35
Masarovič R., Fedor P.: POTENCIÁL TAXOCENÓZ THYSANOPTERA V INDIKÁCII EKOLOGICKEJ STABILITY PAHORKATINNEJ DÚBRAVY: OD KOMPLEMENTARITY K INTEGRITE	51
Prokop, P.: VEĽKOSŤ SAMÍC MODLIVIEK VPLÝVA NA ICH REAKČNÝ ČAS PRI LOVE POTENCIÁLNEJ KORISTI	108
Odborné články	
Rezáková, V., Dobrotková, K.: PUBLIKAČNÉ MOŽNOSTI PRE DOKTORANDOV VO VEDECKOM ČASOPISECKOM PROSTREDÍ	116

MORFOLÓGIA NOHY CHLAPCOV Z TRNAVY A OKOLIA VO VEKU 7 A 8 ROKOV

Katarína Dobrotková¹, Marta Cvičelová²

1) *Katedra biológie PdF TU, Priemyselná 4, 918 43 Trnava*

2) *Katedra antropológie PriF UK, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava*

Abstract: Dobrotková, K., Cvičelová, M., *Boys feet morphology from Trnava and its surrounding in the age 7 and 8 years, Acta Fac. Paed. Univ. Tyrnaviensis, Ser. B, 2015, no. 17, pp. 4-15.*

This research includes the results of foot measurements of 50 boys in the age of 7 years and 50 boys in the age 8 years. Measurements were realized on three schools in Trnava and on one village school during years 2004 and 2005. In each proband there were measured 11 anthropometrical parameters and 3 angles from the foot contours according to the methodology by KABELKA (2000). This research also includes the analysis of valgosity and varosity of the great toe according to Weisflog (1956). The deformity of hallux varus did not occur in observed file, but the deformity of hallux valgus was frequent. At 7-year old boys were deformity occurred on the right foot in 14% of cases and 32% of cases on the left foot. A similar situation exists in the 8-year old boys, where the hallux valgus deformity occurs in 26% of cases on both feet.

Key words: anthropometrical parameters, foot angles, foot deformity, hallux valgus

Úvod

Predovšetkým sú to nohy, ktoré nás nesú celým našim životom, keďže nám umožňujú jeden zo základných prejavov života, a tým je pohyb (KUBÁT, 1985). Noha plní dve základné funkcie – statickú a dynamickú.

Nohy, najmä chodidlá, sú najviac namáhanou časťou nášho tela. Ak sa statika nohy naruší, spôsobí bolestivé problémy¹. Z dôvodu obrovskej záťaže, ktorá na celú dolnú končatinu, hlavne však na jej posledný úsek – chodilo, pôsobí, je výhodné, aby sa jedinec o túto svoju časť tela staral, snažil sa ju udržať zdravú, v správnom anatomickom postavení a s plnou funkčnosťou (KOPECKÝ, HŘIVNOVÁ a ZEMÁNEK, 2003). Keďže takmer všetky deti sa rodia zdravé a bez deformít nôh, nevenuje sa im veľká pozornosť. Je známe, že preventívna starostlivosť o oporno-pohybový systém na úrovni školy či iných inštitúcií v detskom veku je väčšinou zanedbateľná (PŘÍDALOVÁ, 2002).

STRÝHAL (1959) pod pojmom deformita rozumie zmenu normálneho tvaru zdravej nohy následkom porúch kostného skeletu a svalov nohy. Najčastejšou deformitou na nohe je hallux valgus. Výraz hallux valgus bol zavedený CARLOM HEUTEROM (1871) ktorý ho definoval ako statickú deformáciu prvého metatarzo-phalangeálneho kĺbu s laterálnou deviáciou palca a mediálnou deviáciou prvého metatarzu. Väčšinou vzniká v dôsledku ochabnutia väzivového a svalového aparátu, ktoré vedie k poklesu pozdĺžnej a priečnej nožnej klenby a súčasne k zmene postavenia palca (SOSNA et al., 2001).

Hallux valgus sa môže objaviť už v detstve i keď ako vrodená deformita sa objavuje vzácne. Hlavným vonkajším faktorom spôsobujúcim hallux valgus sa udáva nevhodná, príliš špicatá obuv, ktorá vychyluje palec z osi a obmedzuje svalovú činnosť. Je preto prekvapujúce, aká malá pozornosť sa venuje meraniam rozmerov chodidla v detstve aj neskoršom veku, ktoré by mohli prispieť k produkcii pohodlnej a najmä správnej obuvi (HAUSER et al., 2002).

Cieľom výskumu je:

1. Zistiť či v sledovanom súbore existujú bilaterálne rozdiely a rozdiely medzi chlapcami vo veku sedem a osem rokov.
2. Určiť valgozitu palca a na základe výsledkov zhodnotiť zdravotný stav nôh probandov.

Metodika

Hodnoty parametrov spracované v práci boli získané antropometrickým vyšetrením 7-ročných a 8-ročných žiakov troch trnavských základných škôl (ZŠ Mozartova, ZŠ Gorkého, ZŠ Atómová) a jednej vidieckej školy ZŠ Brestovany. Merania sa uskutočnili od 23.11.2004 Do 10.2.2005. Celkovo bolo vyšetrených 100 probandov, ktorí boli rozdelení podľa decimálneho veku (WEINER A LOURIE 1969) do dvoch vekových skupín, a to 7-roční chlapci a 8-roční chlapci. Zastúpenie probandov je uvedené v tabuľke 1.

Tabuľka 1 Zastúpenie probandov v jednotlivých vekových kategóriách

	priemerný vek	počet probandov
7-roční chlapci	7,07	50
8-roční chlapci	8,04	50

Pri antropometrických meraniach bola použitá metodika, ktorú uvádza KABELKA (2000). Priamo bolo získaných 11 parametrov a 3 parametre nepriamo.

Všetky merania sme uskutočnili na oboch nohách v polohe posediačky – proband sedel na stoličke, noha bola vo vertikálnej polohe lýtkom opretá o podložku bez zaťaženia. Výnimkou je len

dĺžka nohy a šírka nohy, pri ktorých proband stál, bol v polohe postojacky, a hmotnosť tela bola rovnomerne rozložená na oboch chodidlách. Súčasťou antropometrického záznamu je aj obrys nohy, z ktorého sme získali nepriamo tri parametre: uhol palca, uhol malíčka a uhol prstov podľa KABELKU (2000). Obrys sme získali obkreslením chodidiel v polohe postojacky pri rovnomerne rozloženej hmotnosti tela na oboch nohách, pričom ceruzka bola vo vertikálnej polohe.

Na meranie dĺžkových a šírkových rozmerov nohy bol použitý torakometer a posuvné meradlo. Na meranie obvodových rozmerov bola použitá obuvnícka páska. Uhlové miery sme zisťovali z obrysu nohy pomocou uhlomera a rysovacích pomôcok. Ak palec odbočuje laterálne, vzťahuje na rovinu ľudského tela, tak uhol má pozitívnu hodnotu a palec má pozíciu valgus. Ak palec odbočuje vzhľadom na rovinu ľudského tela mediálne, tak uhol má negatívnu hodnotu a palec má pozíciu varus. Následne sme hodnotili vyosenie palca podľa WEISFLOGA (1956), ktorý udáva hranicu zdravej nohy pokým vyosenie palca neprekročí 9°.

U všetkých probandov sme merali nižšie uvedené dĺžkové, šírkové a obvodové rozmery a uhlové miery.

Dĺžkové, šírkové a obvodové rozmery (Obrázok 1):

- Dĺžka nohy (ap – pte)
- Šírka nohy (mt.t – mt.f)
- Šírka všetkých piatich prstov
- Najväčšia výška palca
- Najväčšia výška malíčka
- Najväčšia výška 1. metatarzo-phalangeálneho kĺbu
- Najväčšia výška 5. metatarzo-phalangeálneho kĺbu
- Obvod nohy
- Obvod priehlavku
- Obvod päta – priehlavok
- Obvod nad členkom

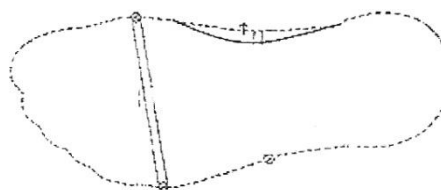
Uhlové miery (Obrázok 2):

- Uhol palca
- Uhol malíčka
- Uhol všetkých prstov

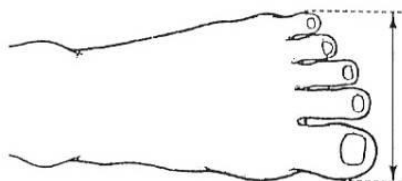
Obrázok 1: Dĺžkové, šírkové a obvodové rozmery



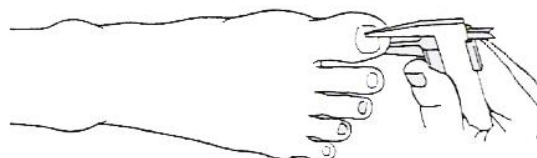
A) Dĺžka nohy



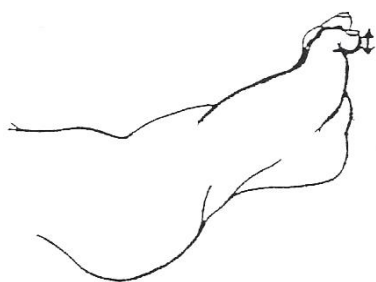
B) Šírka nohy



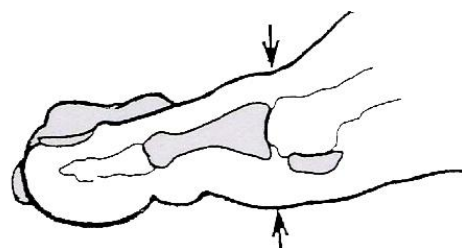
C) Šírka všetkých piatich prstov



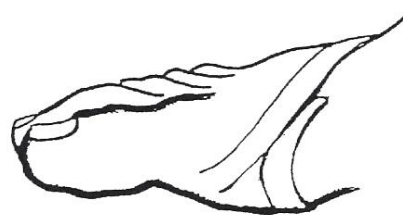
D) Výška palca



E) Výška malíčka

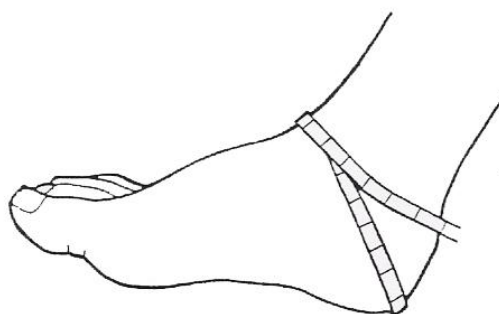
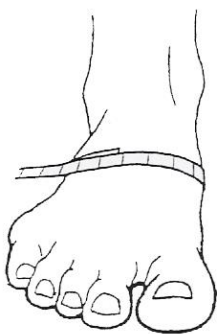


F) Výška 1. metatrzo-phalangeálneho kĺbu



G) Výška 5. metatarzo-phalangeálního klbu

H) Obvod nohy



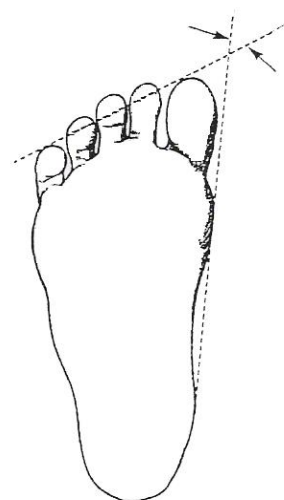
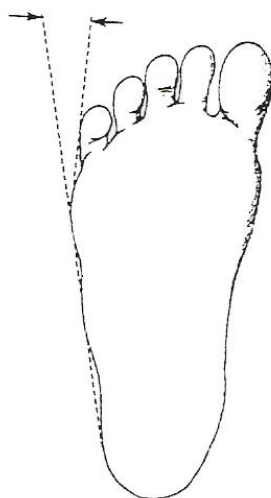
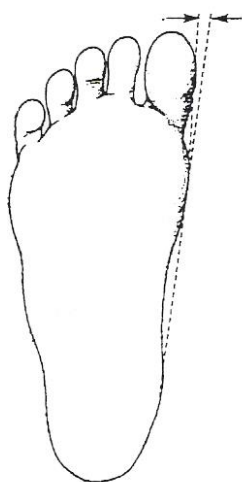
I) Obvod priehlavku

J) Obvod päta – priehlavok



K) Obvod nad členkom

Obrázok 2: Uhlové miery



A) Uhol palca

B) Uhol malíčka

C) Uhol všetkých prstov

Namerané hodnoty skúmaných parametrov nohy sme štatisticky spracovali. Základné štatistické charakteristiky sme vypočítala podľa CLAUSSA A EBNERA (1988) a ČERVENKU (1975).

1. aritmetický priemer

2. smerodajná odchýlka - SD

3. stredná chyba priemeru – m_x

4. minimum – min

5. maximum – max

Na určenie významnosti bilaterálnych rozdielov a rozdielov medzi vekovými kategóriami jednotlivých antropometrických parametrov sme použili Studentov t-test.

Signifikantnosť – hladinu významnosti rozdielov pre zistené hodnoty t-testu sme určili z tabuliek t-testu podľa CLAUSSA A EBNERA (1988):

$t < 1,96$	$p > 5 \%$ - štatisticky nesignifikantný rozdiel
$1,96 \leq t \leq 2,58$	$p \leq 5 \%$ - štatisticky signifikantný rozdiel - *
$2,58 \leq t \leq 3,29$	$p \leq 1 \%$ - štatisticky vysoko signifikantný rozdiel - **
$t \geq 3,29$	$p \leq 0,1 \%$ - štatisticky veľmi vysoko signifikantný rozdiel - ***

p = pravdepodobnosť (hladina významnosti)

Výsledky

Antropometrickými meraniami sme zmerali dĺžkové, šírkové a obvodové parametre u 7-ročných (Tabuľka 2) a 8-ročných chlapcov (Tabuľka 3). Z obrysu chodidla sme určili uhlové miery (Tabuľka 6, Tabuľka 7).

Zistili sme, že bilaterálne rozdiely v dĺžkových, šírkových a obvodových parametroch nie sú štatisticky významné ani v jednej sledovanej vekovej kategórii, čiže nohy vykazujú symetriu (Tabuľka 4). Podobne je to aj pri uhlových mierach kedy štatisticky významný rozdiel bol len u 8-ročných chlapcov pri uhle všetkých prstov (Tabuľka 8).

Pri porovnaní dĺžkových, šírkových a obvodových parametrov medzi jednotlivými vekovými kategóriami sú všetky sledované parametre v prospech 8-ročných chlapcov (Tabuľka 5). Toto zistenie sa zhoduje so všeobecne známym faktom, že noha vekom rastie. Najvýraznejšie a teda aj štatisticky vysoko signifikantné rozdiely sú v dĺžke nohy, šírke nohy, šírke všetkých piatich prstov a to na oboch nohách. Pri obvode nohy, obvode priehlavku a obvode päta-priehlavok sú štatisticky vysoko signifikantné rozdiely len na pravej nohe, zatiaľ čo na ľavej nohe sú len štatisticky signifikantné alebo nesignifikantné. Pri uhlových mierach nie sú ani medzi jednotlivými vekovými

kategóriami štatisticky významné rozdiely (Tabuľka 9). Tieto zistenia nám ukazujú ako sa mení a rastie noha u detí a môžu slúžiť ako podklad pre výrobu vhodnej a pohodlnej obuvi pre deti.

Z uhlových mier sme okrem priemerných hodnôt, na základe uhla palca zhodnotili aj zdravotný stav nôh detí. Na pravej nohe má 16% 7-ročných chlapcov vyosenie palca väčšie ako 9° a až 32% na ľavej nohe. U 8-ročných chlapcov je frekvencia výskytu vyosenia palca nad 9° na pravej aj ľavej nohe u 26% probandov (Tabuľka 10).

Tabuľka 2: Dĺžkové, šírkové a obvodové parametre na pravej a ľavej nohe u 7-ročných chlapcov

Sledované parametre (cm)	Priemer		SD		m _x		min		max	
	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ
Dĺžka nohy	20,01	20,01	1,25	1,26	0,18	0,18	17,70	18,20	23,10	23,50
Šírka nohy	7,80	7,89	0,52	0,57	0,07	0,08	7,00	7,00	9,50	9,50
Šírka prstov	7,22	7,07	0,59	0,56	0,08	0,08	6,30	6,00	8,80	8,50
Výška palca	1,70	1,71	0,15	0,17	0,02	0,02	1,40	1,30	2,00	2,20
Výška malíčka	1,10	1,10	0,16	0,15	0,02	0,02	0,70	0,80	1,50	1,50
Výška 1.met.-phal. kĺbu	3,13	3,07	0,28	0,31	0,04	0,04	2,30	2,40	3,60	3,80
Výška 5.met.-phal. kĺbu	2,06	2,15	0,21	0,24	0,03	0,03	1,60	1,80	2,50	2,60
Obvod nohy	18,79	18,70	1,13	1,07	0,16	0,15	16,50	16,80	21,30	21,00
Obvod priehlavku	19,47	19,44	1,18	1,20	0,17	0,17	17,20	17,00	23,10	22,70
Obvod päta-priehlavok	25,06	25,10	1,58	1,69	0,22	0,24	21,90	22,00	28,30	28,90
Obvod nad členkom	18,26	18,31	1,52	1,57	0,21	0,22	15,90	15,50	21,70	22,00

Tabuľka 3: Dĺžkové, šírkové a obvodové parametre na pravej a ľavej nohe u 8-ročných chlapcov

Sledované parametre (cm)	Priemer		SD		m _x		min		max	
	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ
Dĺžka nohy	20,71	20,67	1,01	1,03	0,14	0,15	18,60	18,60	23,40	23,90
Šírka nohy	8,10	8,20	0,46	0,49	0,70	0,07	7,00	7,40	9,60	9,70
Šírka prstov	7,58	7,48	0,52	0,50	0,07	0,07	6,70	6,60	9,10	8,70
Výška palca	1,72	1,70	0,15	0,14	0,02	0,02	1,40	1,30	2,10	2,20
Výška malíčka	1,12	1,17	0,16	0,15	0,02	0,02	0,80	0,90	1,50	1,60
Výška 1.met.-phal. kĺbu	3,16	3,17	0,22	0,22	0,03	0,03	2,70	2,80	3,60	3,80
Výška 5.met.-phal. kĺbu	2,14	2,17	0,21	0,22	0,03	0,03	1,70	1,70	2,70	2,60
Obvod nohy	19,39	19,23	1,07	1,05	0,15	0,15	17,20	16,80	22,40	22,50
Obvod priehlavku	20,05	19,88	1,03	0,98	0,15	0,14	17,90	18,10	23,40	22,60
Obvod päta-priehl.	25,81	25,68	1,31	1,39	0,19	0,20	23,90	23,30	29,90	30,30
Obvod nad členkom	18,48	18,46	1,33	1,35	0,19	0,19	15,60	14,80	22,20	22,00

Tabuľka 4: Bilaterálne rozdiely v dĺžkových, šírkových a obvodových parametroch

	t-test (pravá – ľavá)	
	7-roční	8-roční
Dĺžka nohy	-0,01	0,23
Šírka nohy	-0,81	-1,03
Šírka všetkých piatich prstov	1,34	1,04
Výška palca	-0,18	0,54
Výška malíčka	-0,33	-1,55
Výška 1. met.-phal. kĺbu	0,99	-0,41
Výška 5. met.-phal. kĺbu	-1,60	-0,78
Obvod nohy	0,41	0,76
Obvod priehlavku	0,13	0,87
Obvod päta-priehlavok	-0,14	0,47
Obvod nad členkom	-0,16	0,09

Tabuľka 5: Rozdiely medzi jednotlivými vekovými kategóriami v dĺžkových, šírkových a obvodových parametroch

	t-test (7-roční – 8-roční)	
	P	Ľ
Dĺžka nohy	-3,10**	-2,84**
Šírka nohy	-3,04**	-2,90**
Šírka všetkých piatich prstov	-3,26**	-3,90***
Výška palca	-0,59	0,13
Výška malíčka	-0,69	-2,02*
Výška 1. met.-phal. kĺbu	-0,61	-1,98*
Výška 5. met.-phal. kĺbu	-1,75	-0,78
Obvod nohy	-2,75**	-2,51*
Obvod priehlavku	-2,65**	-2,01*
Obvod päta-priehlavok	-2,56**	-1,88
Obvod nad členkom	-0,77	-0,51

Tabuľka 6: Uhlové miery na pravej a ľavej nohe u 7-ročných chlapcov

Sledované parametre (°)	Priemer		SD		m _x		min		max	
	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ
Uhol palca	5,00	6,56	5,16	5,44	0,73	0,77	-7	-8	16	16
Uhol malíčka	9,34	9,88	5,15	4,50	0,73	0,64	0	1	28	23
Uhol všetkých prstov	50,82	49,46	3,52	3,96	0,50	0,56	43	42	57	57

Tabuľka 7: Uhlové miery na pravej a ľavej nohe u 8-ročných chlapcov

Sledované parametre (°)	Priemer		SD		m _x		min		max	
	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ	P	Ľ
Uhol palca	6,14	6,20	5,14	5,05	0,73	0,71	-7	-5	18	18
Uhol malíčka	8,96	10,00	5,17	5,60	0,73	0,79	0	0	20	20
Uhol všetkých prstov	50,58	48,80	3,39	3,60	0,48	0,51	42	40	58	58

Tabuľka 8: Bilaterálne rozdiely v uhlových mierach nohy

	t-test (pravá – ľavá)	
	7-roční	8-roční
Uhol palca	-1,47	-0,06
Uhol malíčka	-0,56	-0,97
Uhol všetkých prstov	1,81	2,55*

Tabuľka 9: Rozdiely medzi jednotlivými vekovými kategóriami v uhlových mierach nohy

	t-test (7-roční – 8-roční)	
	P	L
Uhol palca	-1,11	0,34
Uhol malíčka	0,37	-0,12
Uhol všetkých prstov	0,35	0,87

Tabuľka 10: Analýza vyosenia palca

Vyosenie palca	7-roční chlapci (n = 50)				8-roční chlapci (n = 50)			
	n		%		n		%	
	P	L	P	L	P	L	P	L
Bez vyosenia (0°)	2	1	4	2	6	6	12	12
Pozit. vyosenie (< 9°)	32	29	64	58	30	28	60	56
Pozit. vyosenie (> 9°)	7	16	14	32	13	13	26	26
Negat. vyosenie (< 9°)	8	4	16	8	1	3	2	6
Negat. vyosenie (> 9°)	0	0	0	0	0	0	0	0

Diskusia

Antropometrickými meraniami detí sa zaoberalo viacero autorov. KLEMENTA (1987) uvádza priemernú dĺžku nohy u 7-ročných chlapcov 18,9 cm a u 8-ročných chlapcov 19,9 cm. BLÁHA (1990) zistil hodnotu priemernej dĺžky nohy u 7-ročných chlapcov 18,8 cm a SLOVÁKOVÁ (1991) uvádza priemernú dĺžku nohy u 7-ročných chlapcov 19,22 cm. FIRBAS et al. (2000) uskutočnil výskum v roku 1989 v materských a základných školách vo Viedni. U 8-ročných chlapcov uvádza priemernú hodnotu dĺžky nohy 20,64 cm. My sme zistili priemernú dĺžku nohy 20,01 cm u 7-ročných chlapcov na oboch nohách. U 8-ročných chlapcov je to 20,71 cm na pravej nohe a 20,67 cm na ľavej nohe. Všetky hodnoty dĺžky nohy vyššie uvedených autorov sú v porovnaní s našimi výsledkami nižšie, avšak DANIŠOVÁ (2004) uvádza u 7-ročných chlapcov priemernú dĺžku na ľavej nohe 20,4 cm a na pravej nohe 20,3 cm, čo sú hodnoty o niečo vyššie ako u 7-ročných chlapcov na našom súbore. Tento fakt môže súvisieť s tým, že vo všeobecnosti so starnutím ľudstva sa zväčšujú telesné rozmery ľudí a teda aj rozmery nohy.

URBANOVIČOVÁ (2006) sa zaoberala antropometrickým meraním nôh u dievčat. Uvádza nasledovné priemerné hodnoty dĺžky nohy 7-ročných a 8-ročných dievčat. U 7-ročných dievčat na pravej nohe 19,61 cm a na ľavej nohe 19,60 cm. U 8-ročných dievčat na pravej nohe 20,57 cm a na

ľavej nohe 20,64 cm. Všetky uvedené hodnoty sú v porovnaní s hodnotami dĺžky nohy u rovnako starých chlapcov v našom výskume nižšie, čo sa zhoduje so všeobecne známym poznatkom, že rozmery chlapcov sú už od narodenia o niečo väčšie ako rozmery dievčat.

Na základe analýzy vyosenia palca môžeme zhodnotiť zdravotný stav nôh u chlapcov. HEGROVÁ (2001) považuje nohu za zdravú, kým vyosenie palca neprekročí hodnotu 6°. Hranica pre deformitu hallux valgus podľa WEISFLOGA (1956) je 9°. Podľa tohto limitu sa v našej práci objavuje deformita hallux valgus (pozitívne vyosenie nad 9°) u 7-ročných chlapcov na pravej nohe v 14% prípadov a na ľavej nohe 32% prípadov. Tento stav môže súvisieť s asymetriou a nerovnomerným zaťažením ľudského tela. Negatívne vyosenie nad 9° sa u 7-ročných chlapcov nevyskytuje ani v jednom prípade. Podobná situácia je aj u 8-ročných chlapcov. Pozitívne vyosenie nad 9° sa na pravej aj na ľavej nohe vyskytuje v 26% prípadov, čiže viac ako štvrtina 8-ročných chlapcov ma deformitu hallux valgus, čo je alarmujúci stav. Negatívne vyosenie nad 9° sa v našom súbore nevyskytlo ani v jednom prípade. URBANOVIČOVÁ (2006) uvádza vyosenie palca podľa WEISFLOGA (1956) u 7-ročných a 8-ročných dievča. Pozitívne vyosenie nad 9° a teda deformitu hallux valgus sa u 7-ročných dievčat vyskytovalo na pravej nohe v 40% a na ľavej nohe v 34% prípadov. U 8-ročných dievčat na pravej nohe v 44% prípadov a na ľavej nohe až v 62% prípadov. Z výsledkov je zrejmé, že valgozita palca je dominantná u dievčat, čo môže súvisieť so spôsobom obúvania, napríklad nosenie obuvi so zúženou špičkou.

Na základe výsledkov vidíme, že zdravotný stav nôh detí je alarmujúci. Taktiež môžeme zhodnotiť, že počet detí s deformitami nohy sa zvyšuje s pribúdajúcim vekom. Preto je veľmi dôležité, aby rodičia dbali na výber vhodnej a pohodlnej obuvi od malička. V nemenšej miere je dôležité, aby výsledky z antropologických meraní nôh boli brané do úvahy pri výrobe obuvi pre deti.

Literatúra

- BLÁHA, P., 1990. Antropometrie českých detí predškolského veku 3 – 7r., díl 2, Praha: 230 pp.
- CLAUSS, G., EBNER, H., 1988. Základy štatistiky pre psychológov, pedagógov a sociológov. SPN, Bratislava: 501 pp.
- ČERVENKA, J., 1975. Základy štatistiky. Osveta, Martin: 164 pp.
- DANIŠOVÁ, V., 2004. Morfológia a antropológia nohy bratislavských detí vo veku 7 rokov. Diplomová práca, Prírodovedecká fakulta. Univerzita Komenského v Bratislave: 109 pp.
- FIRBAS, W., KABELKA, F., HEINRICH, W., KREJS, M., 2000. Growth Analysis of the Human Foot. In: AACA and BACA Join Meeting, Cambridge: 250pp.

- HAUSER, G., FIRBAS, W., KABELKA, A., HEINRICH, W., ULMER, H., 2002. Foot dimensions and shoe-size in children. Pp 197 – 200. Humanbiol., Budapest.
- HEGROVÁ, V., 2001. Vliv obuvnických materiálů a konstrukce obuvi na zdravý vývoj dětských nohou. Disertační práce, Fakulta technologická. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně: 150 pp.
- HEUTER, C., 1871. In: Kubát, r., 1982. Ortopedie dětského věku. Avicenum, Praha: 183 pp.
- KABELKA, F., 2000. In : Firbas, W., Kabelka, F., Heinrich, W., Krejs, M., 2000. Growth analysis of the Human Foot. In : AACAA and BACA Joint Meeting, Cambridge: 250 pp.
- KLEMENTA, J., 1987. Somatometrie nohy. SPN, Praha: 232 pp.
- KOPECKÝ, M., HŘIVNOVÁ, M., ZEMÁNEK, P., 2003. Stav klenby nohou u studentů Pedagog. Fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Slovenská antropológia, 5: xx-yy: Pp 7 – 12.
- KUBÁT, R., 1982. Ortopedie dětského věku. Avicenum, Praha: 183 pp.
- KUBÁT, R., 1985. Péče o nohy. Avicenum, Praha: 124 pp.
- PŘÍDALOVÁ, M., 2002. Stav a funkce nohy jako nezanedbatelná součást péče o podpůrně pohybový systém. In: Andělová, Š. (ed.), 2002. Sbor. XXX. Ostravské dni dětí a dorostu. Repronis, Ostrava: Pp 82 – 93.
- SLOVÁKOVÁ, E., 1991. Antropometria dětí a mládeže a její využití v pediatickej praxi. Ústav zdravotnej výchovy, Bratislava: 16 pp
- SOSNA, A., VAVŘÍK, P., KRBEC, M., POKORNÝ, D., BEZNOSKA, J., DUPAL, P., JAHODA, D., KOUDELKOVÁ, I., LANDOR, I., NETVAL, M., PECH, J., POPELKA, S., RYBKA, V., VALENTA, J., VOSÁTKA, J., VRBICKÝ, B., 2001. Základy ortopedie. Trion, Praha: 176 pp.
- STRYHAL, F., 1959. In: Bielický, T., Stryhal, F., Svoboda, J.: Ošetřování nohou. Státní zdrav. nakl., Praha: 118 pp.
- URBANOVIČOVÁ, S., 2006. Morfológia nohy dievčat z Trnavy a okolia vo veku 7 a 8 rokov. Diplomová práca, Prírodovedecká fakulta. Univerzita Komenského v Bratislave: 101 pp.
- WEINER, J., LOURIE, J. A., 1969. IBP Handbook. Human Biology – Guide to field Methods. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Edinburgh: 321 pp.
- WEISFLOG, 1956. In: Riegerová, J., Žeravová, M., Peštuková, M., 2003. A contribution to the foot morphology of school age children and teenagers between the ages of 12 – 18. Slov. antropológia, 5: xx – yy: Pp 73 – 79.

1. Ploché nohy. <http://www.fitserver.sk/zdravie.asp?id=3658>, [cit. 13. apríla 2006, 12:20 SEČ]

OVPLYVŇUJE VERTIKÁLNA ZONÁLNOSŤ ŠTUDOVANÉHO ÚZEMIA SKLADBU KOLEOPTEROCENÓZ V LÚČNOM BIOTOPE (CHKO MALÉ KARPATY, MODRA-HARMÓNIA, JZ SLOVENSKO)

Radoslav Kvasničák¹, Alexandra Štiavnická²

1) Katedra biológie, Pedagogická fakulta TU, Priemyselná 4, 918 43 Trnava

2) Základná škola s materskou školou, Vištuk č. 44, 900 85 Vištuk

Abstract: Kvasničák, R., Štiavnická, A.: *The effect of vertical zoning study area for beetles in the selected biotop of a meadow (CHKO Malé Karpaty, Modra Harmónia, SW Slovakia).* Acta Fac. Paed. Univ, Tyrnaviensis, Ser.B, 2015, no.17, pp. 16-34.

During the vegetation period (april - october) in the years 2012 we observed the quantitative and qualitative habitat of beetles (Coleoptera) of a meadow biotop near the recreation area Modra – Harmonia, in the CHKO Malé Karpaty (SW Slovakia). The object of examination was to determine the effect of vertical zoning the communities of beetles on two selected stations with different altitudes (Meadow of Cermak, 604 meter and Meadow in Harmonia, 308 meter). We counted approximately 684 ex. of beetles. They belong to 41 different species originating from 15 different families. The dominant families were: Chrysomelidae 502 ex. (73,4 %), Coccinellidae 87 ex. (12,7 %), Curculionidae 27 ex. (4,0 %) and Cantharidae 22 ex. (3,2 %). The dominant families according to the number of species were: Chrysomelidae 11 sp. (26,8 %), Curculionidae 7 sp. (17,1 %) and Coccinellidae 6 sp. (14,6 %). The highest dominance values were found in the following species: *Altica oleracea* (44,7 %), *Phyllotreta undulata* (11,3 %) and *P. atra* (8 %). The most important species were indicate xerotherm aspect: *Galeruca tanacetii*, *Dolichosoma lineare* and *Agapanthia cardui*. The Table n. 3 shows the indicator value of found species, their arrangement into bionomic categories, the number of individuals, the month of the collection and the summary abundance of species. The research also compares the seasonal and structural dynamics of the beetle in the study biotops of meadow with different vertical zoning.

Key words: beetles, biotop of a meadow, vertical zoning, Modra-Harmónia, CHKO Malé Karpaty, SW Slovakia

Úvod

Podstatná časť Malých Karpát patrí k chráneným územiám na Slovensku, ktoré sú v súčasnosti značne ovplyvnené ľudskou činnosťou a turizmom. Jedným z antropogenných vplyvov

zasahujúcich do prírodných biotopov je aj kosenie lúčneho porastu, ktorého vplyv na skladbu koleopterocenóz bol sledovaný v predchádzajúcom výskume (KVASNIČÁK , GAJDOŠOVÁ, 2014), avšak autori článku uvádzajú iné skúmané lokality, ktoré boli situované v blízkosti detvianskej obce Hriňová približne v rovnakej nadmorskej výške (Klopotovo, 601 m. n. m). Naším výskumom sledujeme vplyv rôznej nadmorskej výšky na zloženie entomocenóz na lúkach v rámci CHKO Malé Karpaty, ktoré sme vybrali v blízkosti rekreačnej oblasti Modra – Harmónia, pričom kosenie bolo počas vegetačného obdobia obmedzené a limitované len na jednu jarnú kosbu. Predmetom skúmania je zistiť vplyv vertikálnej zonálnosti študovaného územia a rôznej nadmorskej výšky a turizmu na početnosť a druhové zloženie chrobákov. Spoločenstvo chrobákov na skosených lúčnych porastoch s nižšou nadmorskou výškou (212 m n. m) bolo sledované autormi (KVASNIČÁK, DRDUL, 2004) na Podunajskej Pahorkatine v blízkosti Krupského potoka, kde sa prejavila druhová diverzita koleopter ovplyvnená lokalizáciou lúčnych stanovišť v blízkosti lesa a potoka. Naopak druhová identita silvikolných koleopter sa eviduje aj vo vyššej nadmorskej výške (496 m. n. m) v oblasti Kysúc (Stará Bystrica - Skriželné), kde však autori výskumu KVASNIČÁK, ŠUMSKÁ (2011) získavali prevažne terestrické druhy chrobákov z čeľade *Carabidae* metódou zemných pascí na podhorských lúkach jedľovo smrekových lesov. V minulosti sa druhovým zastúpením chrobákov v južnej časti Malých Karpát zaoberal RYCHLÍK (1986). V rámci skúmanej koleopterofauny dubových lesov v južnej časti Malých Karpát, môžeme vidieť určitú zhodu s entomologickým výskumom MAJZLANA, VIDLIČKU a KALÚZA (2010), realizovanou metódou smýkania bylinného porastu v dubových lesoch na Borskej nížine. V neskoršom období robil podrobnejší výskum entomofauny VALENČÍK (1979) na chránenom nálezisku „Sedlisko – Poniklecová lúčka“ v okolí Hlohovca. Zaujímavé výsledky entomologického výskumu v oblasti juhovýchodných svahoch Malých Karpát v blízkosti prírodných rezervácií a kóty Bolehlavu (534 m n. m.) podávajú autori MAJZLAN, DRDUL (1998) a MAJZLAN (2005), kde však vplyv vertikálnej zonálnosti študovaného územia nebol jednoznačne skúmaný. Ich entomologický výskum bol realizovaný obdobnou metódou smýkania bylinného porastu v okolí dubových lesov, kde podobnosť prírodných podmienok (nadmorská výška, okolité dúbravy) umožňuje zhodu niektorých podhorských mezofilných druhov, prispôbených miernej a chladnej klíme, čo potvrdil aj výskum MAJZLANA (2003), ktorý študoval chrobáky v blízkosti PR Klokoč a PR Čierna Skala v oblasti Malých Karpát. Zaujímavé výsledky v rámci skúmania vertikálnej zonálnosti študovaných území podávajú aj zahraničné výskumy. Pozitívne zistenia prináša autekologická štúdia koleopter, kde autori (TRIZZINO et al. (2014) skúmajú existenčné nároky dvoch druhov chrobákov z čeľade *Cetoniidae* (*Gnorimus nobilis* a *Gnorimus variabilis*), ktorých životné nároky sú limitované nadmorskou výškou stanovišťa a skladbou pôvodného lesného porastu drevín. Obdobne autori RASMANN et al. (2014) riešia trofické vzťahy v biocenóze na skupine drevokazného hmyzu (f.

Buprestidae) a zástupcov opel'ovačov (*f. Apiidae*), ktorých trofická aktivita je podmienená najmä nadmorskou výškou a klimatickými nárokmi skúmaného prostredia. Preto predpokladáme, že druhy chrobákov, ktoré žijú na lúčnom biotope vo vyššej nadmorskej výške, osídľujú študované územia v nižšom počte, ako druhy v oblastiach s nižšou nadmorskou výškou. Ďalej môžeme predpokladať, že na študovanom území ovplyvnenom antropogénnymi vplyvmi (kosenie bylinného porastu, turizmus) sa prejaví menšie kvantitatívno - kvalitatívne zastúpenie chrobákov ako na území, ktoré nie je ovplyvňované antropogénnymi faktormi.

Metodika výskumu

Zber koleopterologického materiálu sme vykonávali metódou smýkania bylinného porastu s využitím exhaustora a individuálneho zberu. Výskum bol realizovaný v roku 2012 počas vegetačného obdobia (apríl - október) a to v tretej dekáde každého mesiaca. Zber chrobákov sme vykonávali na vybraných lúčnych biotopoch v oblasti CHKO Malé Karpaty v blízkosti rekreačnej oblasti Modra - Harmónia, kde sme vybrali dve stanovištia (A, B) vzdialených od seba vzdušnou čiarou 5,04 km s rôznou nadmorskou výškou. Obe stanovištia sa nachádzajú na suchšom výslnom teréne. Stanovište A (Čermáková lúka) sa nachádza na svahu vo vyššej nadmorskej výške 604 m n. m. Naopak stanovište B (lúka v Harmónii) s nadmorskou výškou 308 m n. m. je prevažne rovinného charakteru a leží v rekreačnej oblasti ovplyvnenej najmä turistickým ruchom. Lúky na obidvoch stanovištiach boli v mesiaci apríl jeden krát počas vegetačného obdobia skosené pričom pokosený bylinný porast zostal na pôvodnom mieste, aby podľahol prirodzenému rozkladu. Obe výskumné plochy s rozmermi 10 x 10 m boli označené bielou stužkou aby sa zamedzilo potencionálnym antropogenným vplyvom kosenia a turizmu. Na zvolenej výskumnej ploche sme odobrali entomologický materiál zo 100 smykov, ktorý sme pomocou exhaustora premiestnili do smrtničiek s drevenými pilinami impregnovanými octanom etylnatým. Získaný entomologický materiál sme následne v biologickom laboratóriu triedili a taxonomicky určovali pomocou kľúčov a odbornej entomologickej literatúry (REITER, 1908, 1911, 1912; ROUBAL, 1930, 1936; JELÍNEK, 1993). Chránené a ohrozené druhy chrobákov boli po následnej determinácii vrátené do svojho prírodného biotopu. Modelových zástupcov chrobákov sme potom vkladali do entomologickej krabice pre priebežnú dokumentáciu študovaného územia, najmä po koleopterologickej a didaktickej stránke. V rámci získaného materiálu boli vyhodnotené nasledovné *kvantitatívne a štruktúrne znaky kolepteroocenóz*:

- *abundancia - celkové množstvo získaného materiálu z oboch stanovišť,*
- *hodnotenie druhovej dominancie, druhovej identity,*
- *identity dominancie a stupňa diverzity spoločenstva chrobákov,*

- *určenie cenotických znakov (bionomická a indikačná hodnota),*
- *vyhodnotenie sezónnej dynamiky výskytu chrobákov na študovanom území.*

Charakteristika študijných plôch

Študijné plochy (Čermáková lúka, lúka v Harmónii) sa nachádzajú na juhozápadnom Slovensku a sú súčasťou CHKO Malé Karpaty, v ktorých sa rozprestierajú na južnej strane pohoria. Skúmané územie môžeme zaradiť z orografického hľadiska do rádu Pezinských Karpát lokalizovaných v Malokarpatskom regióne. Z hľadiska územného členenia SR patria do Bratislavského kraja, do okresu Pezinok a do katastrálneho územia mesta Modra v blízkosti rekreačného centra Modra – Harmónia (*Obrázok 1, 2*). Obe sú (vzdušnou čiarou) od seba vzdialené 5,04 km. Ich diaľkový rozdiel je určený najmä nadmorskou výškou, pričom vertikálna zonálnosť študovaných stanovišť predurčuje rozdiely v spoločenstvách jednotlivých druhov chrobákov (*Coleoptera*) na skúmaných stanovištiach.

Študovaná plocha **Čermáková lúka (A)** s nadmorskou výškou (604 m n. m.) sa nachádza severozápadne od rekreačného centra Modra – Harmónia v blízkosti penziónu Zochova chata. Je súčasťou strmšej cesty turistického chodníka smerom na ostrý hrebeň Vysokej (754 m n. m.). Lúka sa nachádza uprostred dubovo-hrabového lesa (*Obrázok 3*). Ide o polointenzívne využívanú kosnú lúku, ktorá podlieha sukcesnému tlaku príslušného lesa, v ktorom dominujú druhy listnatých drevín ako dub cerový (*Quercus cerris*) a hrab obyčajný (*Carpinus betulus*), menej častý je buk lesný (*Fagus sylvatica*). Odlesnená plocha je reprezentovaná bylinným porastom trávnatého charakteru. Z tráv tu dominoval smlz kroviskový (*Calamagrostis epigejos*), ktorý svedčí o sukcesii, pretože je známe, že je indikátorom degradačného štádia zarastania lúk. Tiež tu v hojnom počte rástol medúnok vlnatý (*Holcus lanatus*), lipnica hájna (*Poa nemoralis*), ostrica (*Carex spp.*), chlpaňa (*Luzula spp.*), psiarka lúčna (*Alopecurus pratensis*), ovsík obyčajný (*Arrhenatherum elatior*). V jarnom období bolo prostredie zmulčované kvôli prejavu sukcesie lesa – na okraji lúky s bežným výskytom výtrusnej paprade orličníka obyčajného (*Pteridium aquilinum*).

Stanovište **lúčneho biotopu v Harmónii (B)** je z jednej strany lemovaný drevinami ako brezou previsnutou (*Betula pendula*), orechom kráľovským (*Juglans regia*), lipou málolistou (*Tilia cordata*), z druhej strany je otvorený priestor pre možné turistické využitie. Približne 25 m na juhozápad od vymedzeného územia sa nachádza príjazdová cesta k penziónu Harmónia - Modra s turistickým a rekreačným využitím (*Obrázok 4*). Na stanovišti sa tu z krovín nachádza svíb krvavý (*Cornus sanguinea*), hloh jednosemenný (*Crataegus monogyna*), lieska obyčajná (*Corylus avellana*), slivka trnková (*Prunus spinosa*) a zob vtáčí (*Ligustrum vulgare*). Z trávnatých porastov dominovali druhy čeľade lipnicovitých (*Poaceae*), napríklad psiarka lúčna (*Alopecurus pratensis*),

psinček obyčajný (*Agrostis capillaris*), tomka voňavá (*Anthoxanthum odoratum*). Z čeľade sitinovitých (*Juncaceae*) niektoré druhy chľpaňa (*Luzula spp.*) a lipnica hájna (*Poa nemoralis*). Letné kvitnúce druhy zastupuje aj na kyslých pôdach rastúci klinček slzičkový (*Dianthus deltoides*) a menej častý zvonečník klasnatý (*Phyteuma spicatum*).

Obrázok 1: Poloha lúčnych stanovišť (označenie lúčnych plôch: A - Čermáková lúka, B - lúka v Harmónii)



Obrázok 2: Nápis pre vyhradenú študovanú plochu lúčnych biotopov (v Harmónii a na Čermákovej lúke).

Obrázok 3: Pohľad na označený lúčny porast stanovišťa A (Čermáková lúka, 604 m n. m.)



Obrázok 4: Pohľad na označený porast stanovišťa B (lúka v Harmónii, 308 m n. m.)



Výsledky

V roku 2012 sme zisťovali kvantitatívno – kvalitatívne zastúpenie chrobákov na vybraných lúčnych biotopoch, ktoré sa líšia svojou nadmorskou výškou. Stanovište A na Čermákovej lúke sa nachádza v nadmorskej výške 604 m n. m. a stanovište B na lúke v Harmónii v nadmorskej výške 308 m n. m. Predpokladáme, že vertikálna zonálnosť študovaných stanovišť predurčuje rozdiely v spoločenstvách jednotlivých druhov chrobákov (*Coleoptera*). Naším cieľom je zistiť rozdiel, či sa

vo vyššej nadmorskej výške nachádza spoločenstvo chrobákov v inom kvantitatívno – kvalitatívnom zastúpení, ako v nižšej nadmorskej výške s výškovým rozdielom cca. 300 m n. m.

Počas zberov sme z oboch študovaných území získali 684 exemplárov (ex.) chrobákov, ktoré prislúchajú k 41 druhom (spp.) z 15 čeľadí. Z našej analýzy vyplýva, že kvantitatívne aj kvalitatívne dominuje na oboch stanovištiach čeľaď *Chrysomelidae* s 503 ex. (73,5 %) a 11 spp. (26,8 %), potom nasledujú čeľade *Curculionidae* s 27 ex. (4%) a so 7 spp. (17,07 %) a *Coccinellidae* s 87 ex. (12,7 %) a so 6 spp. (14,6 %). Ostatné čeľade boli na stanovištiach zastúpené nižším počtom jedincov a druhov. Vysoké kvantitatívne zastúpenie zistených čeľadí svedčí o ekologickej stabilite prírodného prostredia na jednotlivých lúčnych stanovištiach (Tabuľka 1).

Tabuľka 1: Zistené čeľade s počtom jedincov, druhov a ich dominancia na stanovištiach v roku 2012

Rok 2012	Stanovište	A (Čermákova lúka, 604 m n m)				B (Lúka v Harmónii, 308 m n m)				Celkom			
	Čeľaď	N	D%	S	D%	N	D%	S	D%	N	D%	S	D%
1.	<i>Carabidae</i>	-	-	-	-	2	0,5	2	8	2	0,3	2	4,9
2.	<i>Dytiscidae</i>	1	0,3	1	4	-	-	-	-	1	0,1	1	2,4
3.	<i>Dasytidae</i>	-	-	-	-	2	0,5	1	4	2	0,3	1	2,4
4.	<i>Cantharidae</i>	7	2,3	2	8	15	4,0	1	4	22	3,2	2	4,9
5.	<i>Elateridae</i>	2	0,7	2	8	2	0,5	1	4	4	0,6	3	7,3
6.	<i>Coccinellidae</i>	62	20,0	6	24	25	6,7	3	12	87	12,7	6	14,6
7.	<i>Meloidae</i>	1	0,3	1	4	-	-	-	-	1	0,1	1	2,4
8.	<i>Scarabaeidae</i>	2	0,7	1	4	-	-	-	-	2	0,3	1	2,4
9.	<i>Aphodiidae</i>	1	0,3	1	4	-	-	-	-	1	0,1	1	2,44
10.	<i>Cerambycidae</i>	1	0,3	1	4	-	-	-	-	1	0,1	1	2,4
11.	<i>Chrysomelidae</i>	227	73,2	7	28	276	73,8	8	32	502	73,4	11	26,8
12.	<i>Bruchidae</i>	-	-	-	-	1	0,3	1	4	1	0,1	1	2,4
13.	<i>Curculionidae</i>	5	1,6	2	8	21	5,6	5	20	27	4,0	7	17,1
14.	<i>Malachiidae</i>	-	-	-	-	18	4,8	2	8	18	2,6	2	4,9
15.	<i>Mordelidae</i>	1	0,3	1	4	12	3,2	1	4	13	2,0	1	2,4
	CELKOM	310	100	25	100	374	100	25	100	684	100	41	100

Legenda : N - počet jedincov S - počet druhov D % - dominancia početnosti

Na stanovišti A (Čermáková lúka) s vyššou nadmorskou výškou sme zaevidovali 310 ex. chrobákov, naopak stanovište B (lúka v Harmónii) s nižšou nadmorskou výškou bolo zastúpené vyšším počtom jedincov 374 ex. Zaujímavým zistením je evidencia rovnakého počtu druhov na študovaných územiach (25 spp.). Na podhorskej lúke stanovišťa A sme medzi najpočetnejšie čľaďe s počtom jedincov zaevidovali: *Chrysomelidae* 227 ex. (73,2 %), *Coccinellidae* 62 ex. (20,0 %) a *Cantharidae* so 7 ex. (2,26 %). Naopak čľaďe s jedným exemplárom (0,32 %) boli *Dytiscidae*, *Meloidae*, *Aphodiidae*, *Cerambycidae* a *Mordellidae*. Na stanovišti B sme z nazbieraných vzoriek identifikovali 10 čľaďí, z ktorých dominovali čľaďe: *Chrysomelidae* 276 ex. (73,8 %), *Coccinellidae* 25 ex. (6,7 %), *Curculionidae* 21 ex. (5,6 %). Medzi čľaďe, ktoré nedosiahli ani 1 % dominancie patrili: *Carabidae*, *Dasytidae* a *Elateridae* s 2 ex. (0,5 %), a *Bruchidae* s 1 ex. (0,3 %). Ako vyplýva z tabuľky 1 z kvalitatívneho zastúpenia druhov v čľaďiach, prevládajú v spoločenstvách čľaďe s vyšším počtom druhov. Na stanovišti A aj B bola druhovo najbohatšia čľaď *Chrysomelidae*, pričom z celkového počtu 15 čľaďí sa na oboch vyskytovalo len 6 zhodných čľaďí. Osobitne na stanovišti A sme zaevidovali 5 čľaďí, ktoré sa na území B nenachádzali, a na stanovišti B len 4 čľaďe, ktoré naopak na území A absentovali. Z kvantitatívno-kvalitatívnej analýzy vyplýva, že stanovištia A a B sú počtom (25 spp.) druhov rovnako zastúpené, ale s tým rozdielom, že stanovište B s nižšou nadmorskou výškou (308 m n. m) bolo kvantitatívne bohatšie. Na podhorskej lúke stanovišťa A (604 m n. m) sme evidovali druhy, ktoré sme na stanovišti B nezaznamenali a naopak niektoré druhy zo stanovišťa B sa nenachádzali na stanovišti A. Zistili sme, že druhová početnosť i kvantita koleopter je ovplyvnená vertikálnou zonálnosťou študovaných lokalít, ktorých výškový rozdiel presahuje cca. 300 metrov. Podobne aj hodnota dominancie zistených čľaďí poukazuje na cenotickú vernosť, resp. fidelitu k fytocenóze prírodného prostredia, na ktoré sú chrobáky troficky a svojím vývinom viazané.

Po zadelení jednotlivých druhov chrobákov do kategórií dominancie (TISCHLER, 1955) sme ich podľa početnosti na stanovištiach zaevidovali nasledovne (Tabuľka 2): Na stanovišti A z celkového počtu 25 druhov patria do eudominantnej kategórie 3 spp. (12 %), 1 spp. (4 %) do subdominantnej, 6 spp. (24 %) prináležia recedentnej kategórie a 15 spp. (60 %) subrecedentnej kategórie. Dominantná kategória na tomto stanovišti nebola zistená. Na stanovišti B z rovnakého počtu druhov (25 spp.) zastupujú 3 spp. (12 %) eudominantnú kategóriu, 1 spp. (4 %) dominantnú, 5 spp. (20 %) subdominantnú, 2 spp. (8 %) patria do recedentnej a 14 spp. (56 %) prináleží subrecedentnej kategórii. Môžeme skonštatovať, že na stanovišti A a B sa vyskytuje rovnaký počet eudominantných druhov, ale stanovište B je bohatšie väčším počtom dominantných a subdominantných druhov. Predpokladáme, že hlavným faktorom kvantity je nižšia nadmorská výška a teplejšia klíma. Stanovište A je však bohatšie o väčší počet recedentných a subrecedentných

druhov. Súvisí to pravdepodobne s umiestnením študovaného ekosystému, nakoľko stanovište A (Čermáková lúka, 604 m. n. m.) sa nachádza uprostred lesa, pričom stanovište B (Lúka v Harmónii, 308 m. n. m.) je častejšie narúšané zistenými antropogénnymi zásahmi akými sú turizmus a kosenie lúčneho porastu (Obrázok 3).

Tabuľka 2: Počet druhov v kategóriách dominancie na stanovištiach v roku 2012

Stanovište	Kategória dominancie					
	ED	D	SD	R	SR	Celkom
A (Čermáková lúka, 604 m n m)	3	0	1	6	15	25
%	12	0	4	24	60	100
B (Lúka v Harmónii, 308 m n m)	3	1	5	2	14	25
%	12	4	20	8	56	100

Kategórie dominancie: ED – eudominantná, D – dominantná, SD – subdominantná, R – recedentná, SR – subrecedentná

Predpokladaný vplyv vertikálnej zonálnosti a nadmorskej výšky študovaných stanovišť sme vyhodnocovali aj na základe dominancie jednotlivých druhov koleopter (Tabuľka 3). Na stanovišti A s vyššou nadmorskou výškou evidujeme eudominantné druhy ako *Altica oleracea* (47,1 %), *Coccinella septempunctata* (17,4 %) a *Phyllotreta undulata* (16,8 %). Naopak stanovište B s nižšou nadmorskou výškou vykazovalo eudominantnú kategóriu z čeľade *Chrysomelidae* okrem spoločného druhu *Altica oleracea* (42,7 %) aj u zástupcov skočiek *Psylliodes attenuata* (12 %) a *Phyllotreta atra* (10,9 %). Naopak druh *Coccinella septempunctata* vykazuje na stanovišti B subdominantnú kategóriu (3,2 %). Dominantnú kategóriu zastupoval len druh *Phyllotreta undulata* (6,6 %) získaný na biotope B s nižšou nadmorskou výškou. Najväčšie množstvo druhov koleopterocenóz obsadilo subrecedentnú kategóriu (celkovo 29/41 spp.) pričom na stanovištiach A a B sa nenachádzali chrobáky identického druhu. Subrecedentne sa vyskytovali buď len na stanovišti A, alebo len na stanovišti B lišiacich sa svojou polohou (A - horská lúka, B - lúka v rekreačnej oblasti) a vertikálnou zonálnosťou v rámci nadmorskej výšky (A - 604 m n m, B - 308 m n m).

Z cenotických znakov spoločenstva chrobákov sme sa zamerali na indikačnú hodnotu a binomickú kategóriu (Tabuľka 3), ktoré znázorňujú vzťah determinovaných druhov chrobákov k skúmaným lúčnym biotopom (TRNKA et al. 2006). Po zadelení druhov do jednotlivých indikačných hodnôt môžeme konštatovať, že v druhovom spektre na študovaných územiach prevládajú mezofilné druhy chrobákov obývajúce mierne vlhké a mierne suché prostredie. Na

skúmaných územiach našli vhodné podmienky aj *xerofilné druhy* chrobákov v zastúpení *Coccinella quattuordecimpustulata*, *Agapanthia cardui*, *Meloe proscarabaeus*, *Galeruca tanaceti tanaceti* a *Dolichosoma lineare*. Zaevidovali sme aj *hydrofilný druh* potápnika *Dytiscus marginalis*, získaného individuálnym zberom pri pramenitej vyvieracke Modranská Baba.

V rámci zadelenia jednotlivých druhov chrobákov do *bionomických skupín* ukázalo, že študované lúčne biotopy poskytujú mimoriadne vhodné podmienky pre pratikolné druhy. Z celkového počtu identifikovaných 41 druhov (spp.), patrilo k pratikolným druhom 36 spp. (87,8 %), z ktorých dominujú zástupcovia eudominantnej kategórie ako: *Altica oleracea*, *Phyllotreta undulata*, *P. atra*, *Psylliodes attenuata* z čeľade *Chrysomelidae* a s dominantným zastúpením *Rhagonycha fulva* z čeľade *Cantharidae* a *Coccinella septempunctata* z čeľade *Coccinellidae*. Vysoký výskyt týchto druhov pripisujeme cenotickej viazanosti chrobákov k fytocenóze študovanej lokality zloženej prevažne z kvitnúcich bylín a tráv. Ostatné bionomické kategórie (ubiquist, ripikol, sylvikol) boli zastúpené na študovanom území v menšej miere (Tabuľka 3).

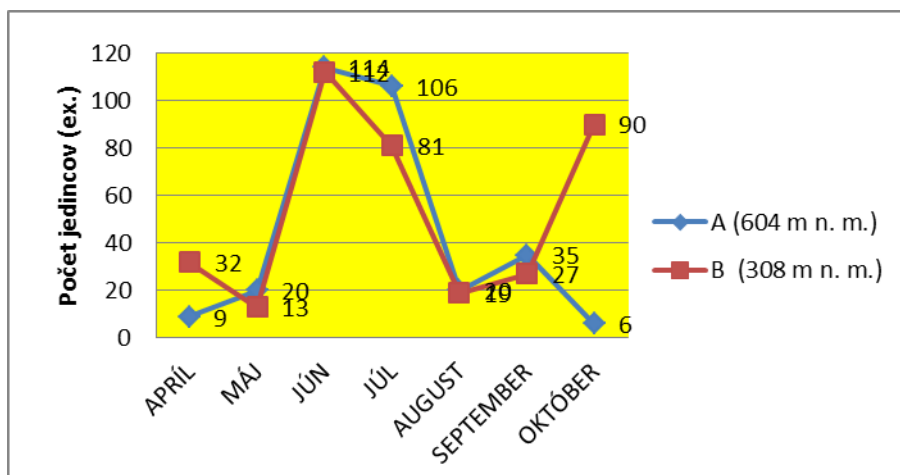
Tabuľka 3: Systematický prehľad zistených čeľadí a druhov chrobákov ich cenotické znaky a dominancia

Stanovište	A Čermáková lúka		B Lúka v Harmónii		Celkom		Cenotické znaky	
Taxonomická skupina, taxón	N	KD %	N	KD %	N	KD %	IH	BCH
Carabidae								
<i>Amara communis</i> (PANZER, 1797)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MZ	UQ
<i>Diachromus germanus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MZ	UQ
Dytiscidae								
<i>Dytiscus marginalis</i> (LINNAEUS, 1758) *	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	HF	RK
Dasytidae								
<i>Dolichosoma lineare</i> (ROSSI, 1794)	-	-	2	0,5 SR	2	0,3 SR	XF	PK
Cantharidae								
<i>Cantharis rustica</i> (FALLÉN, 1807)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Rhagonycha fulva</i> (SCOPOLI, 1763)	6	1,9 R	15	4 SD	21	3,1 D	MF	PK
Elateridae								
<i>Cidnopus pilosus</i> (LESKE, 1785)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Hemicrepidius parvulus</i> (CHAMPION 1896)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Lacon murinus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	2	0,5 SR	2	0,3 SR	MF	PK
Coccinellidae								
<i>Coccinella septempunctata</i> (LINNAEUS, 1758)	54	17,4 ED	12	3,2 SD	66	9,6 D	MF	PK
<i>Coccinella undecimpunctata</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Coccinella quattuordecimpustulata</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	XF	PK
<i>Coccinella 14-punctata</i> (LINNAEUS, 1758)	5	1,6 R	7	1,8 R	12	1,8 R	XF	PK
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	5	1,3 R	6	0,9 SR	MF	PK
<i>Vibidia duodecimguttata</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
Meloidae								
<i>Meloe proscarabaeus</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	XF	PK
Scarabaeidae								

<i>Geotrupes vernalis</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
Aphodiidae								
<i>Calamosternus granarius</i> (LINNAEUS, 1767)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
Cerambycidae								
<i>Agapanthia cardui</i> (LINNAEUS, 1767)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	XF	PK
Chrysomelidae								
<i>Altica oleracea</i> (LINNAEUS, 1758)	146	47,1 ED	160	42,7 ED	306	44,7 ED	MF	PK
<i>Clytra laeviuscula</i> (RATZEBURG, 1837)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Galeruca tanacetii</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	XF	PK
<i>Chrysolina fastuosa</i> (SCOPOLI, 1763)	4	1,3	-	-	4	0,6 SR	MZ	SK
<i>Chrysolina polita</i> (LINNAEUS, 1758)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Lema melanopus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	2	0,5 SR	2	0,3 SR	MF	PK
<i>Leptinotarsa decemlineata</i> (SAY, 1824)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Phyllotreta atra</i> (FABRICIUS, 1775)	14	4,5 SD	41	10,9 ED	55	8,0 D	MF	PK
<i>Phyllotreta undulata</i> (KUTSCHERA, 1860)	52	16,8 ED	25	6,6 D	77	11,3 ED	MF	PK
<i>Psylliodes attenuata</i> (KOCH, 1803)	5	1,6 R	45	12,1 ED	50	7,3 D	MF	PK
<i>Smaragdina salicina</i> (SCOPOLI, 1763)	5	1,6 R	-	-	5	0,7 SR	MF	PK
Bruchidae								
<i>Bruchus pisorum</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
Curculionidae								
<i>Anthonomus pomorum</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Apion carduorum</i> (KIRBY, 1808)	-	-	16	4,3 SD	16	2,3 SD	MF	PK
<i>Apion pisi</i> (FABRICIUS, 1801)	-	-	3	0,8 SR	3	0,4 SR	MF	PK
<i>Hadroplontus litura</i> (FABRICIUS, 1775)	1	0,3 SR	-	-	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Phyllobius viridicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Sitona lineatus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	1	0,3 SR	1	0,2 SR	MF	PK
<i>Squamapion atomarium</i> (KIRBY, 1808)	4	1,3 R	-	-	4	0,6 SR	MF	PK
Mordellidae								
<i>Mordellistena parvula</i> (GYLLENHAL, 1827)	1	0,3 SR	12	3,4	13	1,9 SR	MF	PK
Malachiidae								
<i>Axinotarsus ruficollis</i> (OLIVIER, 1790)	-	-	2	0,5 SR	2	0,3 SR	MF	PK
<i>Malachius bipustulatus</i> (LINNAEUS, 1758)	-	-	16	4,3 SD	16	2,3 SD	MF	PK
Celkom	310	99,9	374	100	684	100		

Legenda: A, B - študijné plochy; N – počet získaných jedincov, KD – kategórie dominancie: ED – eudominantná, D – dominantná, SD – subdominantná, R – recedentná, SR – subrecedentná, IH – indikačná hodnota: XF – xerofil, MF – mezofil, HF – hygofil, BH – bionomická charakteristika: UQ – ubiquist, PK – pratikol, RK – ripikol, SK – sylvikol, *druh získaný individuálnym zberom

Graf 1: Sezónna dynamika na stanovištiach A a B v jednotlivých mesiacoch vegetačného obdobia (IV - X)



Tabuľka 4: Klimatické údaje zaznamenané počas zberu entomologického materiálu v roku 2012

Mesiac	apríl	máj	jún	júl	august	september	október
Deň zberu	29.	26.	28.	26.	19.	21.	19.
Teplota (°C)	25,1	24,3	27,3	25,3	22,3	17,1	16,2
Štav oblačnosti	slnečno	slnečno	slnečno	slnečno	slnečno	slnečno	slnečno

Súčasťou výskumu bolo vyhodnotiť aj sezónnu dynamiku spoločenstva chrobákov na vybraných lúčnych stanovištiach počas vegetačného obdobia (IV - X). Krivka sezónnej dynamiky ukazuje, že maximálny počet chrobákov sa vyskytoval v júni, tak ako na stanovišti A – 114 ex. (36,8 %), tak aj na stanovišti B – 112 ex. (29,9 %). V júli kvantita mierne klesla, na stanovišti A sme zaznamenali 106 ex. (34,2 %), na stanovišti B 81 ex. (21,6 %). Na oboch stanovištiach sme (v júli) zaznamenali 8 čeľadí, pričom na stanovišti A dominoval výskyt druhu *Phyllotreta undulata* 47 ex. (15,2 %) a *Coccinella septempunctata* 24 ex. (7,7 %), na stanovišti B *Psylliodes attenuata* 20 ex. (5,3%). Od júlového mesiaca sme spozorovali klesajúcu denzitu, ktorá môže byť spôsobená postupne sa ochladzujúcimi klimatickými podmienkami (letné zrážky a klesajúca teplota), ďalším faktorom môžu byť vnútrodrohové a medzidruhové vzťahy v populácii chrobákov, či prítomnosť trofických vzťahov vyšších živočíchov najmä stavovcov, čoho dôkazom boli zemné diery a ožerky tiel koleopter v hniezdach vtákov. Minimálny počet chrobákov sme nazbierali na stanovišti A na začiatku a na konci vegetačnej sezóny (apríl a október). Na stanovišti B sme minimálny počet chrobákov zaznamenali prekvapivo v máji a v auguste – predpokladáme, že kvantitu mohlo ovplyvniť skosenie bylinného porastu okolo vyznačenej študovanej plochy práve v týchto mesiacoch. Predpokladáme, že júnové a júlové maximá oboch stanovišť (Tabuľka 4) mali súvis s fytocenózou vegetačného obdobia a vtedy najoptimálnejšími abiotickými faktormi prostredia na študovaných územiach, najmä s teplotou vzduchu (25 – 28°C). V tomto období sme zaznamenali na

stanovišti B početnú druhovú viazanosť druhu *Rhagonycha fulva* na choriotop okolíkovitých kvetov mrkvovitých bylín z čeľade *Daucaceae* na stanovišti B. Po augustovom kvantitatívnom poklese nastáva v septembri mierny nárast, spôsobený priaznivým počasím po uplynulých občasných chladnejších klimatických podmienkach. Najkontrastnejšie hodnoty stanovišť sme zaevidovali v októbri – na stanovišti A 6 ex. (1,9 %) zo 4 čeľadí, na stanovišti B 90 ex. (24,1 %) z 5 čeľadí, pričom eudominantné zastúpenie mala *Altica oleracea* s 82 ex. (21,9%). Zapríčiniť to mohli klimatické podmienky – na stanovišti A 22 °C, na stanovišti B 30 °C (Tabuľka 3). Jesenné maximum na stanovišti B pripisujeme aj k zníženým antropogénnym vplyvom. môžeme skonštatovať, že sezónna dynamika početnosti chrobákov na stanovišti A vytvára relatívne plynulú stúpajúcu a klesajúcu krivku na rozdiel od stanovišťa B, ktorého krivka sezónnej dynamiky chrobákov bola ovplyvnená v súvislosti s kosením lúčneho biotopu okolo vymedzenej študovanej plochy a vzhľadom na frekventovanejšiu turistickú návštevnosť z dôvodu lokalizácie blízkeho detského ihriska a reštaurácie. Celkovú kvantitu a druhovú pestrosť chrobákov dávame do súvisu s vertikálnou zonálnosťou študovaných stanovišť, líšiacich sa aj nadmorskou výškou (*stanovište A sa nachádza v nadmorskej výške 604 m n. m., stanovište B 308 m n. m.*) s celkovým prevýšením 296 m n. m., čo je cca 300 m n. m. Porovnaním oboch stanovišť môžeme konštatovať, že podhorská lúka s pomerne odlišnou flórou a faunou sa vyznačuje väčšou druhovou pestrosťou (o čom svedčí vyššia kvantita recedentných a subrecedentných druhov koleopter) ako stanovište B, ktoré je celkovo kvantitatívne viac zastúpené dominantnými a subdominantnými druhmi radu *Coleoptera* v súvislosti s nižšou nadmorskou výškou, čiže s teplejšou klímou prostredia. Môžeme predpokladať, že hlavným faktorom kvantity koleptocenóz je nižšia nadmorská výška a teplejšia klíma. Súvis kategórií dominancie pripisujeme aj rozličnému typu lúčneho ekosystému – stanovište A sa nachádza uprostred lesa, pričom stanovište B je lokalizované v intraviláne rekreačnej oblasti Modra - Harmónia a tým je častejšie narúšané spomínanými antropogénnymi faktormi (kosenie lúčneho porastu, turizmus).

Zo získaného entomologického materiálu sme numericky vyhodnotili štrukturálne zloženie koleptocenóz (TOWNSEND, 2010). Následne podľa početnosti chrobákov zisťujeme *index druhovej identity podľa Jaccarda (I_A)*, *index dominancie podľa Renkonena (I_D)*, rovnako i stupeň diverzity podľa Shannon – Weavera (d), čím sledujeme rozdiel, príp. zhodu študovaných lúčnych ekosystémov skúmaného územia.

Za celé vegetačné obdobie sme na skúmaných stanovištiach nazbierali 41 druhov chrobákov. Podľa výsledkov kvalitatívnej analýzy sme *na oboch stanovištiach zistili rovnaký počet druhov 25 spp.*, avšak s tým rozdielom, že sa stanovištia zhodovali len s 9 druhmi (22%) chrobákov, z čoho 4

druhy prislúchali čeľadi *Chrysomelidae* a 3 druhy *Coccinellidae*, 1 druh čeľadi *Cantharidae* a 1 druh *Mordellidae*. *Index podobnosti druhovej identity lúčnych ekosystémov* stanovišťa A a B je podľa **Jaccardovho vzorca 39,1% (I_A)**. Z uvedeného výsledku vyplýva, že faunistická podobnosť študovaných biotopov je podľa kvalitatívnej štruktúry získaných jedincov odlišná a je pravdepodobne ovplyvnená antropogénnymi a klimatickými vplyvmi prostredia závislých od nadmorskej výšky skúmaného územia.

Pri porovnaní dominantných druhov chrobákov na vybraných lúčnych lokalitách (A, B) bola zistená nasledovná **hodnota identity dominancie ($I_D = 88,6 \%$)**, z čoho vyplýva zrejma odlišnosť medzi jednotlivými stanovišťami, čo sa odrazilo aj v samotnej hodnote druhovej identity. Obe stanoviská predstavujú zoocenoticky vyvážené prostredie, bez výraznejšieho antropického vplyvu, čo značne ovplyvnilo druhovú bohatosť chrobákov, najmä z čeľade *Chrysomelidae* a *Curculionidae*. Keďže skúmané lúčne biotopy oplývajú bohatým spektrom živných rastlín, prevahu tu nachádzajú predovšetkým pratikolné a mezofilné druhy chrobákov viažucich sa svojím vývinom na choriotop kvitnúcich rastlín.

Na základe **Renkonenovho čísla**, určujúceho podobnosť dominancie jednotlivých stanovišť sme zistili 88,6 % hodnotu. Podľa Jaccarda sme zistili, že druhové zloženie zoocenóz jednotlivých stanovišť je odlišné – stanovištia mali spoločných len 9 druhov. Avšak dominancia, resp. zastúpenie týchto pratikolných druhov je na oboch stanovištiach veľmi podobné, čo charakterizuje aj vysoká percentuálna hodnota Renkonenovho čísla. Obe výskumné plochy tým predstavujú zoocenoticky vyvážené prostredie, bez výraznejších antropických vplyvov, čo značne ovplyvnilo druhovú pestrosť chrobákov, najmä z pratikolných čeľadi *Chrysomelidae* a *Curculionidae*, ktoré troficky preferujú lúčny typ prostredia.

Indexy diverzity jednotlivých stanovišť ($D_A = 2,49$, $D_B = 3,03$, $D > 2$), ktoré poukazujú na vhodnosť podmienok pre študované spoločenstvo chrobákov., podľa vzorca Shannon – Weavera vyjadrujú, že na oboch stanovištiach je prostredie stabilizované bez závažných antropogénnych vplyvov. Môžeme skonštatovať, že kosenie ako antropogénny zásah do prírodného prostredia má značný vplyv aj na nekosenú plochu (stanovište B), ktorá sa v lúčnom biotope nachádza. Avšak treba dodať, že stabilita ekosystému nebola výrazne narušená, čo dosvedčuje vyhodnotenie indexu diverzity podľa Shannon – Weavera. Nižší index diverzity bol vypočítaný na lokalite A s vyššou nadmorskou výškou (podhorská Čermáková lúka), čo dokazuje i nižší počet zaznamenaných druhov. Zistené druhy sú prevažne lúčneho charakteru, pričom les predstavuje len migračné územie

na prechod chrobákov do lúčneho biotopu. Dôkazom je i nedostatok xerofilných druhov, ktoré na lúke pravdepodobne nenachádzajú vhodné klimatické a trofické podmienky. Z vypočítaných hodnôt diverzity zároveň vyplýva, že *obe skúmané lokality možno považovať za ekologicky stabilné bez výrazných antropogénnych vplyvov.*

Diskusia

V roku 2012 sme počas vegetačného obdobia (v mesiacoch apríl – október) realizovali entomologický výskum metódou smýkania bylinného porastu na dvoch lúčnych biotopoch v CHKO Malé Karpaty v oblasti rekreačného strediska Modra - Harmónia. Vybrané lúčne biotopy sa líšili nadmorskou výškou v rozdiel cca. o 300 m n. m. Cieľom nášho výskumu bolo zistiť, či má nadmorská výška, ako abiotický faktor prostredia vplyv na kvantitu a kvalitu koleopterocenóz. Výsledky preukázali rozdiel kvantitatívneho i kvalitatívneho zastúpenia chrobákov na stanovištiach. Na študovaných územiach sme za celé vegetačné obdobie získali celkovo 684 exemplárov chrobákov, z čoho na stanovišti A 310 jedincov a na stanovišti B 374 ex., čiže o 64 (%) jedincov viac, pričom stanovište A charakterizuje podhorská lúka vo výške 590 m n. m. a stanovište B lúčny biotop v Harmónii s nadmorskou výškou 270 m n. m. Chrobáky sme zadelili k 41 druhom a do 15 čeľadí. Podľa kvalitatívneho rozboru bol počet druhov na oboch stanovištiach rovnaký (25 spp.), avšak analýzou sme zistili, že spoločných druhov bolo len 9 spp. Ostatné druhy chrobákov sme zaznamenali len na jednom zo stanovišť, čo pravdepodobne súvisí s faktorom nadmorskej výšky na spomínaných lokalitách. Na podhorskej lúke (na stanovišti A) sme zaznamenali 16 spp., prislúchajúcich tamojším životným podmienkam, ktoré absentovali na teplejšej nížinnej lúke (na stanovišti B) a naopak 16 spp. získaných zo stanovišťa B sa nevyskytovalo na stanovišti A. Predpokladáme, že druhová početnosť a variabilita koleopter je ovplyvnená práve vertikálnou zonálnosťou študovaného územia. Dôsledkom druhovej pestrosti determinovaných chrobákov sú pravdepodobne odlišné abiotické faktory ako teplota vzduchu, vlhkosť prostredia, nadmorská výška, ktoré na skúmaných stanovištiach komplexne ovplyvňujú spôsob života všetkých zoocenóz. Podobne chrobáky lúčnych biotopov v južnej časti Malých Karpát spracoval RYCHLÍK ešte v roku 1986. Na našich zvolených lúčnych stanovištiach v oblasti Modry-Harmónie sa entomologický výskum doposiaľ nekonal. Získané údaje v súčasnosti poslúžia pre dokumentáciu entomocenóz v CHKO Malé Karpaty – časť Pezinské Karpaty. V rámci podobného floristického zloženia dubových lesov južnej časti Malých Karpát, môžeme vidieť určitú zhodu s entomologickým výskumom MAJZLANA, VIDLIČKU a KALÚZA (2010) realizovaným metódou smýkania bylinného porastu na Borskej nížine. V porovnaní s výskumom spomínaných autorov sme zistili nasledovné identické druhy chrobákov, ktoré sa vyskytovali aj na našich stanovištiach v eudominantnom a dominantným zastúpení ako: *Lacon murinus*, *Cidnopus pilosus*, *Cantharis rustica*, *Rhagonycha fulva*, *Coccinella*

sempunctata, *Propylea* (*Coccinella*) *quatuordecimpunctata*, *Subcoccinella* (*Coccinella*) *vigintiduopunctata*. Následne entomologický výskum metódou smýkania bylinného porastu vykonával aj VALENČÍK v rokoch 1974 – 1976 na chránenom nálezisku „Sedlisko – poniklecová lúčka“ v okolí Hlohovca. V rámci podobnosti podhorských lúk Malých Karpát sme zistili zhodu v druhoch, ktoré sa vyskytovali na spomínanej podhorskej Čermákovej lúke: *Cantharis rustica*, *Rhagonycha fulva*, *Cidnopus pilosus*, *Coccinella septempunctata*, *Coccinella quatuordecimpunctata*, *Thea* (*Psyllobora*) *vigintiduopunctata*, *Propylaea* (*Coccinella*) *quatuordecimpunctata*, *Meloe proscarabeus*, *Mordellistena parvula*, *Agapanthia cardui*. Zástupcu druhu *Diachromus germanus* z čeľade *Carabidae* autor eviduje ako veľmi vzácného jedinca (v zmysle získaných len 2 exemplárov za celé vegetačné obdobie), ktorého sme získali na stanovišti B na lúke v Harmónii (1 ex.). Na juhovýchodných svahoch Malých Karpát (534 m n. m.) v okolí kóty Bolehlavu realizovali v roku 1997 entomologický výskum metódou smýkania bylinného porastu MAJZLAN a DRDUL (1997) v okolí dubovo-hrabových lesov. Podobnosť prírodných podmienok ako nadmorská výška a okolitá dúbrava umožňuje zhodu niektorých mezofilných druhov chrobákov podhorského charakteru napr. *Diachromus germanus*, *Agrypus* (*Lacon*) *murinus*, *Cidnopus pilosus*, *Galeruca tanaceti tanaceti*, prispôsobených mierne chladnej a vlhkej klíme v skúmanej lokalite CHKO Malé Karpaty. Podobne aj autori KVASNIČÁK, GAJDOŠOVÁ (2014) realizovali entomologický výskum obdobnou metódou smýkania lúčneho biotopu na vrchu Klopotovo pri horehronskej obci Hriňová (CHKO Poľana), ktorým zisťovali, či ovplyvňuje kosenie bylinného porastu kvantitatívne zastúpenie spoločenstva chrobákov. Potvrdením stanovených hypotéz zistili, že kosenie bylinného porastu znížilo kvantitatívne a druhové zastúpenie koleopterocenóz práve na skosenom území. Môžeme konštatovať, že aj na nekosenom lúčnom biotope uprostred koseného územia sa kvantitatívnosť spoločenstva chrobákov značne znížila v porovnaní s porastom bez antropogénneho vplyvu kosby. Podobne aj náš výskum preukázal, že v mesiacoch, v ktorých bol lúčny biotop kosený (Čermáková lúka, výskumná plocha 10 x 10m), sme zaznamenali pokles kvantitatívneho zastúpenia chrobákov. V rámci podobnosti oboch entomologických výskumov evidujeme aj vzácny prateľný druh z čeľade *Chrysomelidae*: *Galeruca tanaceti tanaceti* poukazujúci na xerothermný aspekt študovaných horských lúčnych biotopov. Podobne antropogénny vplyv kosenia lúčnych biotopov situovaných na svahu (222 m n. m.) v blízkosti Krupského potoka na predhorí Malých Karpát skúmali v minulosti KVASNIČÁK, DRDUL (2004). Išlo o pôvodný lúčny porast, ktorý bol počas vegetačného obdobia raz kosený, pričom skosený porast zostal na pôvodnom mieste a podliehal prirodzenému rozkladu. Aj z tohoto výskumného obdobia evidujeme výskyt podobných mezofilných druhov chrobákov vyskytujúcich sa aj v oblasti skúmanej Čermákovej lúky (608 m n. m.). Išlo o druhy zastúpené v eudominantnej a dominantnej kategórii: *Phyllotreta atra*, *P. undulata*, *Lema melanopus*, *Rhagonycha fulva* a *Coccinella septempunctata*

sempunctata. Zo skúmaného územia evidujeme aj identické vzácne druhy ako *Smaragdina salicina*, *Dolichosoma lineare* a druhy ako *Hispa atra* a *Trichodes apiarius* poukazujúce na xerothermný aspekt študovaného lúčneho biotopu. Zo získaných výsledkov môžeme konštatovať, že evidované druhy chrobákov, ktoré žijú na lúčnom biotope vo vyššej nadmorskej výške, osídľujú študované územia v nižšom kvantitatívnom zastúpení, ako druhy v oblastiach s nižšou nadmorskou výškou. Ďalej sme zistili, že na študovanom lúčnom území ovplyvnenom antropogénnymi vplyvmi (kosenie bylinného porastu, turizmus) sa prejavilo menšie kvantitatívno - kvalitatívne zastúpenie chrobákov ako na území, ktoré nie je ovplyvňované antropogénnymi faktormi. Na abiotický faktor nadmorskej výšky a vplyv vertikálnej zonálnosti študovaných lokalít na skladbu entomocenóz upozorňujú aj zahraničné výskumy autorov z rôznych oblastí sveta, ako napr. výskum realizovaný na predhorí talianskych Álp (CHAMBERLAIN et al. 2015) skúmajúci štúdium stability biodiverzity ovplyvnených antropogénnym zásahom hnojenia pôdy na základe vybraných epigeckých druhov koleopter z čeľadi *Geotrupidae* a *Aphodiidae*, ktoré napriek antropogénnemu vplyvu indikujú stabilitu lúčnych ekosystémov s pôvodnou lesnou vegetáciou. Zaujímavé zistenia z mexických oblastí evidujú autori RIVAS-ARANCIBIA et al. (2015) aj pri skúmaní vývinovej fidelity prateľných druhov chrobákov a blanokrídlavcov na pôvodnú drevinu *Bursera copallifera* s ohľadom na vybrané faktory prostredia ako sú teplota, vlhkosť a nadmorská výška študovaného územia. Podobne aj z oblastí strednej Ameriky sú aktuálne synekologické výsledky výskumu autorov DOMINGUEZ et al. (2015) sústredujú na skúmanie bioindikátorov z radu chrobákov, ktorých výskyt je limitovaný súčasne nadmorskou výškou, teplotou ovzdušia (*Canthon balteatus bohemian*) a zrážkami (*Dichotomius problematicus*) z oblastí tropických lesov Ekvadoru. Naopak najvyššie položená biodiverzita na svete z oblasti Peruánskych Ánd (z výškovým gradientom 1400 m n.m. – 3400 m n.m.) bola študovaná autormi MAVEETY et al. (2013), ktorí študujú bioindikátorov stability prostredia z radu *Coleoptera* (f. *Carabidae*) v závislosti od priestorového zloženia (nadmorská výška) a časového zloženia (obdobie dažďov a obdobie sucha) skúmanej horskej lokality. Autori výskumom zistili zaujímavú až 64 % druhovú podobnosť v zberoch pozdĺž výškového gradientu v oboch časových sezónach, pričom druhová variabilita bola približne o 10% vyššia v období dažďov, ako v období sucha, ktorých výsledky môžu priamo súvisieť s predpovedanými zmenami klímy. Podobne aj v našich podmienkach Slovenska by bolo možné v budúcnosti experimentálny dizajn výskumu doplniť aj o parciálne sledovanie koleopterocenóz na viacerých rôznych stanovištiach lúčneho charakteru s rôznou nadmorskou výškou (napr. odlesnený lúčny svah využívaný na lyžovanie v dĺžke aj 1000 metrov, alebo lesný výrub ovplyvnený lúčnou sukcesiou). Takýto postup by v budúcnosti umožňoval kvalitatívnejšie sledovanie vplyvu vertikálnej zonálnosti na viacerých stacionároch naraz a to napr. v stometrových výškových rozdieloch sledovaných v skladbe prateľného spoločenstva chrobákov. Zaujímavým výskumom v rámci sledovania

koleopterocenóz sa javí aj sledovanie abundancie chrobákov na odlišných miestach lúčneho svahu s rôznou slnečnou orientáciou (juh - sever), kde heliofilia by pravdepodobne počas vegetačného obdobia (apríl – október) v zložení spoločenstva chrobákov priniesla na výslnných stanovištiach očakávaný kvalitatívny aj kvantitatívny efekt.

Záver

Predmetom skúmania entomologického výskumu realizovaného počas vegetačného obdobia apríl - október v roku 2012 bolo zistiť, či na študovanom území v oblasti Malých Karpát ovplyvňuje nadmorská výška ako súčasť vertikálnej zonálnosti skladbu koleopterocenóz na vybraných lúčnych stanovištiach. Metódou zemných pascí sme získali celkom 684 ex. chrobákov. Zistené jedince patria k 41 druhom zo 15 čeľadí. Prevahu jedincov mali čeľade: *Chrysomelidae* 502 ex. (73,4 %), *Coccinellidae* 87 ex. (12,7 %), *Curculionidae* 27 ex. (4,0 %) a *Cantharidae* 22 ex. (3,2 %). Druhy s najvyššou hodnotou dominancie boli: *Altica oleracea* (44,7 %), *Phyllotreta undulata* (11,3 %) a *P. atra* (8 %). So vzácných druhov, ktoré indikujú xerothermný aspekt skúmaného územia potvrdzuje výskyt xerofilných druhov: *Galeruca tanaceti tanaceti*, *Dolichosoma lineare* and *Agapanthia cardui*. Dôkazom stanovených hypotéz sme zistili, že na stanovišti B (308 m n. m.) sme získali viac expemplárov ako na stanovišti A (604 m n. m.). Výskum tiež preukázal, že podhorská lúka (stanovište A) sa vyznačuje väčšou druhovou pestrosťou (o čom svedčí vyššia kvantita recedentných a subrecedentných druhov) v porovnaní so stanovišťom B, ktoré je celkovo kvantitatívne viac zastúpené a vyskytuje sa na ňom viac eudominantných, dominantných a subdominantných druhov radu Coleoptera. Predložená hypotéza, či vertikálna zonálnosť ovplyvňuje kvantitatívno-kvalitatívne zastúpenie koleopterocenóz, bola potvrdená, nakoľko na študovanom území (B) s nižšou nadmorskou výškou a s teplejšou klímou prostredia sme za celé sezónne obdobie zistili väčšiu početnosť chrobákov, ako na stanovišti A lokalizovanom vo vyššej vertikálnej oblasti s reatívne chladnejšou klímou. Predpokladáme, že práve nadmorská výška ako abiotický faktor prostredia a faktor vertikálnej zonálnosti ovplyvňuje početnosť a druhovú diverzitu spoločenstva chrobákov. Potvrdila sa aj stanovená hypotéza, skúmajúca pôsobenie antropogénnych vplyvov na kvantitatívne a kvalitatívne zastúpenie chrobákov. Nakoľko evidované antropogénne vplyvy (kosenie bylinného porastu okolo vyznačenej plochy, turizmus v rekreačnej oblasti) ovplyvnili celkovú abundanciu spoločenstva chrobákov, ktorá v tomto období lokálne klesala v porovnaní s obdobím, ktoré nebolo narušené antropogénnymi vplyvmi.

Pod'akovanie

V závere chceme vysloviť pod'akovanie riaditeľovi CHKO Malé Karpaty RNDr. Viliamovi Kleschtovi za spoluprácu pri výbere študovaných lokalít a pomoc pri možnej realizácii koleopterologického výskumu v sledovanej prírodnej oblasti. Pod'akovanie patrí dvom anonymným recenzentom za konštruktívne pripomienky k predkladanému rukopisu článku, ktorý bol spracovaný na základe výsledkov entomologického prieskumu v diplomovej práci (ŠTIAVNICKÁ, 2013).

Literatúra

- CHAMBERLAIN, D., TOCCO, C., LONGONI, A., MAMMOLA, S., PALESTRINI, C., ROLANDO, A., 2015: *Nesting strategies affect altitudinal distribution and habitat use in Alpine dung beetle communities*. In: Ecological Entomology, (4), 40, 2015, s. 372-380.
- DOMINGUEZ, D., MARIN-ARMIJOS, D., RUIZ, C., 2015: *Structure of Dung Beetle Communities in an Altitudinal Gradient of Neotropical Dry Forest*. In: Neotropical Entomology, (1), 44, 2015, s. 40-46.
- JASIČ, J. et al. 1984: *Entomologický náučný slovník*. Bratislava: Príroda, 1984. 674 s.
- JELÍNEK, J. et al., 1993: *Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera)*. Folia Hyerovskiana Supplementum 1, Praha, s. 75-78.
- KVASNIČÁK, R., DRDUL, J., 2004: *Spoločenstvo chrobákov (Coleoptera) lúčneho biotopu v okolí Krupského potoka (JZ Slovensko)*. Acta Facultatis Pedagogicae Universitas Tyrnaviensis, Ser. B, Trnava 2004, s. 4-10, ISBN 80-8082- 013-9.
- KVASNIČÁK, R., ŠUMSKÁ, L., 2012: *Spoločenstvo chrobákov lesného biotopu v oblasti Stará Bystrica – Skríželné na Kysuciach (SZ Slovensko)*. Acta Facultatis Pedagogicae Universitas Tyrnaviensis, Ser. B, Trnava 2012, s. 21-43, ISBN 978-80-8082-549-2.
- KVASNIČÁK, R., GAJDOŠOVÁ, M., 2014: *Ovplyvňuje kosenie lúčneho porastu spoločenstvá chrobákov (Coleoptera) lúčneho biotopu?* Disputationes Scientifcae, Universitatis Catholicae in Ruzomberok, Verbum, Ružomberok, 2014, č. 3, r. XIV., s. 173 – 188, ISSN 1335-9185.
- LOSOS, B. et al., 1984: *Ekologie živočíchů (scriptum)*. SPN, Praha, s. 316.
- MAJZLAN, O., DRDUL, J. 1998: *Obraz fauny chrobákov (Coleoptera) vybraných lokalít v rámci CHKO Malé Karpaty*. In: Acta Facultatis Paed. Univ. Tyrnaviensis, Ser. B, Trnava : katedra biológie Pdf TU, 1998, no. 2 pp., s. 125 – 138.
- MAJZLAN, O., 2003: *Chrobáky (Coleoptera) PR Klokoč a PR Čierna Skala v CHKO Malé Karpaty*. In: Naturae tutela 7. Liptovský Mikuláš: Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, 2003. s. 39 – 51.

- MAJZLAN, O., 2005: *Chrobáky (Coleoptera) a motýle (Lepidoptera) Prírodnej rezervácie Nad Šenkárkou v Chránenej krajinej oblasti Malé Karpaty*. In: *Prírodné vedy* LI. Bratislava: Slovenské národné múzeum – Prírodovedné múzeum, 2005. s. 48 – 66. ISSN 0139-5424
- MAJZLAN, O., VIDLIČKA, Ľ., KALÚZ, S., 2010: *Fauna dubových lesov (Coleoptera, Neuroptera) na Borskej nížine*. In: *Entomofauna carpathica* 22, Bratislava: Katedra biológie Pdf UK, 2010, s. 14 – 30.
- MAVEETY, S.A., BROWNE, R.A., ERWIN, T.L., 2013: *Carabid beetle diversity and community composition as related to altitude and seasonality in Andean forests*. In: *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, (3), 48., s. 165 – 164.
- RASMANN, S., ALVAREZ, N., PELLISSIER, L., 2014: *The Altitudinal Niche-Breadth Hypothesis*, In: *Insect-Plant Interactions*, (1) 47, S. 338 – 359.
- RIVAS-ARANCIBIA, S.P., BELLO-CERVANTES, E., CARRILLO-RUIZ, H., ANDRES-HERNANDEZ, AR., FIGUEROA-CASTRO, D. M., 2015: *Community of floral visitors variations of Bursera copallifera (Burseraceae) through an anthropogenic disturbance gradient*. In: *Revista Mexicana De Biodiversidad*, (1), 86, 2015, s. 178 – 187.
- ROUBAL, J., 1930: *Katalog Coleopter (brouků) Slovenska a Podkarpatské Rusi*. Díl I. Praha : Učená společnost Šafaříková, 527 s.
- ROUBAL, J., 1936: *Katalog Coleopter (brouků) Slovenska a Podkarpatské Rusi*. Díl II. Praha : Učená společnost Šafaříková, 434 s.
- ROUBAL, J., 1941: *Katalog Coleopter (brouků) Slovenska a Podkarpatské Rusi*. Díl III. Praha : Učená společnost Šafaříková, 363 s.
- ŠTIAVNICKÁ, A., 2013: *Spoločenstvo chrobákov (Coleoptera) bylinného porastu vo vybranej lokalite*. Diplomová práca, PdF TU, Trnava 2013. 72 s.
- TISCHLER, W., 1955: *Synökologie der Landtiere*, G. Fischer, Verl., Stuttgart, s. 414.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J., L., 2010: *Základy ekológie (Essentials of Ecology)*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc 2010, s. 505, ISBN 978-80-244-2478-1.
- TRIZZINO, M., BISI, F., MORELLI, CE., PREATONI, DG., WAUTERS, LA., MARTINOLI, A., 2014: *Spatial niche partitioning of two saproxylic sibling species (Coleoptera, Cetoniidae, genus Gnorimus)*, In: *Insect Conservation and Diversity*, (3), 7, s. 223 – 231.
- TRNKA, A. et al. 2006: *Ekológia pre pedagogické fakulty*. Trnava: Acta Facultatis Paed. Univ. Tyrnaviensis, 2006. s. 61 -67. ISBN 800-8082-002-3.
- VALENČÍK, M., 1979: *Chrobáky (Coleoptera) chráneného náleziska Sedlisko a jeho najbližšieho okolia*. In: *Zborník Západné Slovensko, Zväzok 6., Obzor*, s 124 – 153.

VPLYV BANSKEJ ČINNOSTI NA DIVERZITU CHROBÁKOV (Coleoptera)

Oto Majzlan

Katedra krajinskej ekológie Prírodovedeckej fakulty UK, Mlynská dolina 842 15 Bratislava

e-mail: majzlan@fns.uniba.sk

Abstract: Majzlan, O., *The influence of mining activities on diversity of beetles (Coleoptera)*. Acta Fac. Paed. Univ. Tyrnaviensis, Ser.B, 2015, no.17, pp. 35-50.

This paper presents the results of the research, which was focused on the communities of beetles on the mining wastes of the locality Pezinok-bane. The research was realised in the year 2015. This area is known by the presence of the tailing impoundments after the mining of the antimony. Toxic minerals and substances As, Sb and SO₄ are still releasing to the ground water of the Malé Karpaty Mts. The beetles were sampled using the soil traps. A total of 256 species of the Coleoptera were recorded on the three study sites. The reference plot was characterised by the biggest abundance of the beetles per square meter, which reached the value of 526-986 spec/m². Two polluted study sites, which were situated on the mining wastes of the antimony ore, were distinguished by the similar values of the abundance 862 spec/m².

Key words: diversity, Coleoptera, environment, indication

Úvod

Banské odpady, či už haldy, odkaliská alebo navážky, zostávajú ako rizikový odpad vo voľnej prírode, kde sa stávajú environmentálnou záťažou. Chemické reakcie prebiehajú neustále v banskom odpade a uvoľnené látky kontaminujú najmä okolité spodné vody. Mnohé kovy a polokovy sa v týchto procesoch mobilizujú, uvoľňujú sa do pôdy a vody, prechádzajú cez rastliny a živočíchy do potravinového reťazca. O ich účinkoch na biologické systémy sa vie pomerne málo, aj keď je práve táto oblasť predmetom súčasného intenzívneho výskumu.

Na vybraných lokalitách Slovenska som študoval niektoré kvantitatívno-kvalitatívne ukazovatele cenóz chrobákov. Na navážke z metalurgického odpadu po spracovaní niklovej rudy v Sereďi (MAJZLAN, MAJZLAN 2011) a na ploche kontaminovanej elektrárenským popolčekom v Zemianskych Kostol'anoch (MAJZLAN 2013). Mineralógiu, geochemiu a mikrobiológiu banského odpadu a odkalísk po ťažbe a spracovaní antimónovej rudy na lokalite Pezinok študovali MAJZLAN et al. (2007,2011) a MAJZLAN (2010).

Cieľom výskumu bolo získať údaje o štruktúre cenóz chrobákov a na úrovni niektorých ukazovateľov posúdiť sledované plochy.

Faunu chrobákov študoval v Malých Karpatoch RYCHLÍK (1986). Pôdne nosáčíkovité spracovali HOLECOVÁ et al. (2005). Z najnovších prác študujúcich faunu a spoločenstvá chrobákov (Coleoptera) v južnej časti Malých Karpát uvádzam HOLECOVÁ et al. (2012).

Sledované územie

Sledované územie s nachádza v južnej časti CHKO Malých Karpát nad Pezinkom. Pre posúdenie vplyvu banskej haldy po ukončenej ťažbe antimónu v roku 1991, sme si vytypovali tri študijné plochy.

Plocha 1 je pod telese haldy (odkaliska, obrázok 1), mierne zatienená náletovými drevinami: *Populus*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer campestre*, *Padus racemosa*. Bylinné poschodie je tvorené dominatnými trávami: *Festuca*, *Glechoma hederacea*, *Achillea millefolium*, *Agrimonia eupatoria*, *Anagallis arvensis*, *Avena fatua*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Convolvulus arvensis*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Elytrigia repens*, *Fallopia convolvulus*, *Galium aparine*, *Galium mollugo*, *Glechoma hederacea*, *Heracleum sphondylium*, *Lamium purpureum*, *Medicago sativa*, *Plantago lanceolata*, *Polygonum aviculare*, *Raphanus raphanistrum*, *Silene noctiflora*, *Sonchus arvensis*, *Stenactis annua*, *Taraxacum officinale*, *Viola arvensis*.

Plocha 2 je pod haldou v jelšovom lese kde stekajú vody z bane (obrázok 2). V podloží sa nenachádza kal z hydrometalurgického spracovania antimónovej rudy. Zatienená plocha, kde sú zreteľné „hrdzavé“ plochy po oxidácii pyritu, ako súčasti antimónovej rudy. Bylinné poschodie je nevýrazné. V jarnom období s hustým porastom *Allium ursinum*, v letnom období s trávou *Scirpus sylvaticus*, *Glyceria plicata* ai. Takúto fytocenózu je možné ho označiť ako *Alnetum nudum*.

Plocha 3 je označená ako kontrola (obrázok 3). Je situovaná nad cestou vedúcou od Pezinka na Pezinskú Babu, od odkaliska vzdialená cca 800 m.

Jedná sa o malokarpatský lesný ekosystém *Querceto-Fagetum* s drevinami: *Quercus robur*, *Quercus cerris*, *Acer campestre*, *Carpinus betulus* a *Fagus sylvatica*. V podrade sú riedke porasty tráv *Avenella flexuosa*, *Festuca*, *Hieracium pilosellum*, *Mycelis muralis*.

Obrázok 1: Halda



Obrázok 2: Jelšina



Obrázok 3: Dubovo-bukový les (kontrola)



Metodika

Pre získanie študijného materiálu chrobákov (Coleoptera) sme založili na každej ploche zemné pasce (5 ks) v línii. Expozícia zemných pascí bola 25.4.2015. Výber každé dva týždne. Celkový počet vzoriek 12. Súčasne v 14 dňových intervaloch sme odoberali vzorku pôdy metódou pôdnych preseviv na ploche 0,5 m² (8 štvorcov 25x25 cm). Takto získaná vzorka bola extrahovaná v Tullgrénových aparátoch.

Chrobáky (Coleoptera) boli analyzované, spracované, časť materiálu je deponovaná v Slovenskom múzeu ochrany prírody a jaskyniarstva v Liptovskom Mikuláši. Výskum bol realizovaný na základe povolenia KÚŽP ZPO/2012/275-KTP v Bratislave a v súčinnosti so Správou CHKO Malé Karpaty.

Výsledky a diskusia

Počas vegetačnej sezóny v roku 2015 sme celkove zistili na sledovaných plochách viac ako 250 druhov chrobákov.

Plocha halda

Na tejto ploche bolo zistených 80 druhov chrobákov (tab. 1) z počtu 431 jedincov. Sumárna abundancia má hodnotu 862 ex.m⁻². Diverzita koleopterocenóz je 30,4 (Margaleff) a ekvitabilita 0,38.

Dominantným druhom je *Metopsia clypeata* 9,9 %. Subdominantné hodnoty dosahovali druhy: *Tachyporus tersus* 7,6%, *Falagria thoracica* 5,8 % a *Barypeithes mollicomus* 5,6 %.

Dynamika abundancie má kolísajúci priebeh od najnižších hodnôt 11 až po 86 ex.m⁻² (obr. 4).

Metódou zemných sme zistili 41 druhov (tab. 2). Dominantným druhom je *Falagria thoracica* 14,7 %. Tento druh vykazuje určité indikačné hodnoty pre posúdenie vplyvom banskej činnosti na štruktúru cenóz.

Plocha jelšina

V jelšovom lese bolo získaných 263 jedincov chrobákov s hodnotou abundancie 526 ex.m⁻². Diverzita koleopterocenóz má hodnotu 33 a ekvitabilita 0,4.

Dominantným druhom je *Bembidion dentellum* 9,5 %. Subdominantné hodnoty dosahovali druhy: *Patrobus atrorufus* 6,1 %, a *Drusilla canaliculata* 6,5 %.

Dynamika abundancie má kolísajúci priebeh od najnižších hodnôt 4 až po 61 ex.m⁻² (obr. 4).

Na ploche jelšina sme zistili celkove 41 druhov chrobákov metódou zemných pascí. Viaceré druhy majú eudominantné zastúpenie: *Pterostichus nigrita* 15,5 %, *Pterostichus*

melanarius 12,3 %, *Europhilus fuliginosus* 17,0 % a *Patrobis atrorufus* 16,3 %. Subdominantom je *Nebria brevicollis* 5,3 %. Tieto druhy sú ubiquisti vlhkých stanovišť lesov a okrajov lúk, často aj ruderalných formácií. Do skupiny hygrofilom možno zaradiť a bystrušky *Carabus granulatus* *Carabus problematicus*. Na tejto ploche absentujú geobionty z čeľade Curculionidae.

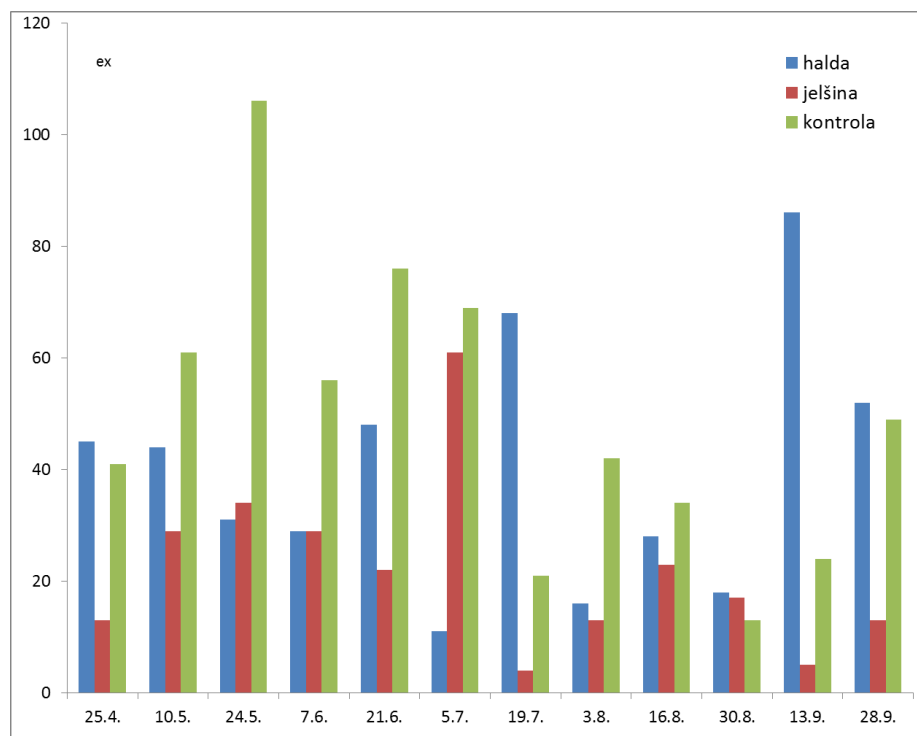
Plocha kontrola

Na tejto ploche bolo zistených 104 druhov chrobákov (tab. 1) z počtu 592 jedincov. Sumárna abundancia má hodnotu 986 ex.m⁻². Diverzita koleopterocenóz je 38,2 a ekvitalita 0,36. Dominantnými druhmi sú *Barypeithes chevrolati* 11,5 %, *Barypeithes mollicomus* 8,4 %, *Diodesma subterranea* 9,8 % a *Acalles echinatus* 9,1 %. Subdominantné hodnoty dosahoval druh *Brachysomus dispar* 7,4 %.

Dynamika abundancie má kolísajúci priebeh od najnižších hodnôt 13 až po 160 ex.m⁻² (obr. 4).

Metódou zemných pascí sme na ploche kontrola zistili 51 druhov. Diverzita je najväčšia, avšak len s jedným dominantom *Barypeithes chevrolati* 7,9 %.

Obrázok 4: Priebeh zmien hodnôt abundancie chrobákov na plochu 0,5 m² počas vegetačnej sezóny na troch študijných plochách.



Sledované plochy sa výrazne nelíšia hodnotami diverzity a ekvitability. Podstatnejšie sú štrukturálne a kvalitatívne ukazovatele vo vnútri cenóz chrobákov. Tieto môžu byť dané aj typom stanovišťa (halda, jelšina, dubina). Určujúcim faktorom hodnotenie plôch sú dominantné druhy, ktorú môžu byť zaradené do kategórie indikátorov. Pre plochu halda je to druh *Barypeithes mollicomus*, ako geobiont viazaný na pôdne prostredie. Pre plochu jelšina to môže byť druh *Bembidion dentellum*. Tento je však zoofágný, lietajúci a nemá topickú viazanosť na pôdne prostredie. Viac preferuje vlhké stanovištia. Pre plochu kontrola je viac druhov využiteľných pre posúdenie charakteru prírodného prostredia. Sú to geobionty *Barypeithes chevrolati*, *Barypeithes mollicomus*, *Diodesma subterranea*, *Acalles echinatus*, *Brachysomus dispar*. Z nich však má vhodnú topickú viazanosť druh *Diodesma subterranea* (geofil).

Niektoré dominantné druhy sú tolerantné aj ku zmeneným pôdnym podmienkach. Na halde je koncentrácia arzénu z flotácie rudy kermeztu (MAJZLAN, 2010). Aký je prenosu arzénu do biologických štruktúr (rastlín, fytofágov, zoofágov) bude predmetom ďalšej štúdie. Druh *Barypeithes mollicomus* toleruje túto zaťaženosť pôdy a vyskytuje sa ako dominant na kontrolnej ploche. Podobne sa „správa“ aj druh *Acalles echinatus*, ako typický geobiont.

S uvedenej štúdie je možno získať obraz o cenózach získaných rôznymi metodikami.

Tabuľka 1: Prehľad zistených druhov chrobákov metódou presevov pôdy na 0,5 m² na lokalite Pezinok-Rudné bane v roku 2015

	A-halda	B-jelšina	C-ctrl
Čeľad'			
<i>Druh</i>			
Carabidae			
<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid, 1812)			3
<i>Abax parallelepipedus</i> (Pill. et Mitt., 1783)			1
<i>Agonum marginatum</i> (Linnaeus, 1758)			1
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)			2
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)		2	
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	1	1	
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)		1	
<i>Badister sodalis</i> (Duftschmid, 1812)		3	
<i>Bembidion assimile</i> Gyllenhal, 1810	1		
<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)		25	
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)		3	
<i>Bembidion litorale</i> (Olivier, 1791)		12	
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)			3
<i>Clivina collaris</i> (Herbst, 1784)		2	
<i>Cymindis cingulata</i> Dejean, 1825	2		
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)		1	
<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812		3	

<i>Europhilus fuliginosus</i> (Panzer, 1809)		2	
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)			1
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)			1
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)		1	
<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)			2
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)			1
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)		1	
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)		13	1
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)		8	
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	1		
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)		16	
<i>Platyderes rufus</i> (Duftschmid, 1812)		1	
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	1		
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)			1
<i>Pterostichus pumilio</i> (Dejean, 1828)		1	
<i>Syntomus pallipes</i> Dejean, 1825	11		
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)		1	
<i>Trechus pulchellus</i> Putzeys, 1846	27	11	28
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)			1
Hydrophilidae			
<i>Helophorus brevipalpis</i> Bedel, 1881	1	1	
<i>Helophorus nubilus</i> Fabricius, 1776		1	
<i>Cercyon granarius</i> Erichson, 1837		1	
Histeridae			
<i>Abraeus perpusillus</i> (Marsham, 1802)			1
<i>Onthophilus affinis</i> Redtenbacher, 1849		1	
Ptiliidae			
<i>Pteryx suturalis</i> (Heer, 1841)		3	
Silphidae			
<i>Silpha carinata</i> Herbst, 1783	4	1	
Leiodidae			
<i>Agathidium nigrinum</i> Sturm, 1807		3	3
<i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius, 1792)	1		
<i>Colenis immunda</i> (Sturm, 1807)			6
<i>Nargus brunneus</i> (Sturm, 1839)			5
<i>Ptomaphagus subvillosus</i> (Goeze, 1777)			7
<i>Ptomaphagus variicornis</i> (Rosenhauer, 1847)	1		3
<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)	1	2	
Scydmaenidae			
<i>Euconnus pubicollis</i> (Müller et Kunze, 1822)	7	1	
<i>Neuraphes carinatus</i> (Mulsant, 1861)	2		
<i>Scydmaenus rufus</i> (Müller et Kunze, 1822)	3		
<i>Microscydmus nanus</i> (Schaum, 1844)			2
<i>Stenichnus pusillus</i> (Müller et Kunze, 1822)	1		
Scaphidiidae			
<i>Scaphium immaculatum</i> (Olivier, 1790)	16		

<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier, 1790			1
<i>Scaphisoma agaricinum</i> (Linnaeus, 1758)			1
Micropeplidae			
<i>Micropeplus porcatus</i> (Fabricius, 1792)			1
Staphylinidae			
<i>Aleochara curtula</i> (Goeze, 1777)			1
<i>Aleochara ruficornis</i> Gravenhorst, 1802			2
<i>Aleochara sparsa</i> Heer, 1839		1	
<i>Amischa analis</i> (Gravenhorst, 1802)			
<i>Anthobium atrocephalum</i> (Gyllenhal, 1827)	20	1	7
<i>Anthophagus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)			
<i>Bolitobius formosus</i> (Gravenhorst, 1806)	6		
<i>Bolitochara bella</i> Märkl, 1845		10	5
<i>Bryoprus rufus</i> (Erichson, 1839)			2
<i>Carpelimus rivularis</i> (Motschulsky, 1860)			1
<i>Domene scabricollis</i> (Erichson, 1840)	5		6
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)	3	17	3
<i>Euryporus picipes</i> (Paykull, 1800)			5
<i>Eusphalerum sorbi</i> (Gyllenhal, 1810)			4
<i>Falagria thoracica</i> Curtis, 1833	25		
<i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1806)			1
<i>Gyrophypnus angustatus</i> Stephens, 1833			2
<i>Hapalarea floralis</i> (Paykull, 1789)			1
<i>Lathrobium elongatum</i> (Linnaeus, 1767)		2	
<i>Lathrobium longulum</i> Gravenhorst, 1802		1	
<i>Lathrobium quadratum</i> (Paykull, 1789)		9	
<i>Lathrobium terminatum</i> Gravenhorst, 1802		1	
<i>Lathrobium volgenese</i> Hochhuth, 1851		2	
<i>Lesteva pubescens</i> Mannerheim, 1831	2		
<i>Liogluta pagana</i> (Erichson, 1839)			1
<i>Lordithon exoletus</i> (Erichson, 1839)	2		
<i>Lordithon thoracicus</i> (Fabricius, 1776)	1		
<i>Medon brunneus</i> (Erichson, 1839)	1		15
<i>Meotica capitalis</i> (Muls. Et Rey, 1837)			
<i>Metopsia clypeata</i> (P.W.Müller, 1821)	43		5
<i>Mycetoporus clavicornis</i> (Stephens, 1832)			1
<i>Mycetoporus lepidus</i> (Gravenhorst, 1802)			2
<i>Mycetoporus maerkeli</i> Kraatz, 1857			2
<i>Ocalea badia</i> Erichson, 1837			4
<i>Ocypus melanarius</i> Heer, 1839			1
<i>Ocypus olens</i> O.F.Müller, 1764			2
<i>Oligota granaria</i> Erichson, 1837	10		
<i>Oligota rufipennis</i> Kraatz, 1858		1	
<i>Omalius caesum</i> Gravenhorst, 1806			
<i>Othius lapidicola</i> Kiesenwetter, 1848	2	1	2
<i>Oxypoda procerula</i> Mannerheim, 1830			

<i>Oxytelus sculpturatus</i> (Gravenhorst, 1806)	1		
<i>Paederus litoralis</i> Gravenhorst, 1802		2	
<i>Patydracus stercorarius</i> (Olivier, 1795)			3
<i>Philonthus agilis</i> (Gravenhorst, 1806)		1	
<i>Philonthus cognatus</i> Stephens, 1832	1		4
<i>Philonthus concinnus</i> (Gravenhorst, 1802)	1		1
<i>Philonthus corruscus</i> (Gravenhorst, 1802)			7
<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802)		8	
<i>Philonthus fimetarius</i> (Gravenhorst, 1802)		2	
<i>Phymatura brevicollis</i> (Kraatz, 1856)			1
<i>Platydracus chalconcephalus</i> (Fabricius, 1804)			2
<i>Proteinus atomarius</i> Erichson, 1840		2	
<i>Proteinus crenulatus</i> Pandellé, 1867	1	1	
<i>Quedius brevis</i> Erichson, 1840	1		
<i>Quedius lateralis</i> (Gravenhorst, 1802)	2		
<i>Rugilus erichsoni</i> (Fauvel, 1867)		3	2
<i>Scopaeus scitulus</i> Baudi di Selve, 1857			
<i>Sepedophilus testaceus</i> (Fabricius, 1792)			12
<i>Stenus argus</i> Gravenhorst, 1802		1	
<i>Stenus biguttatus</i> (Linnaeus, 1758)		2	
<i>Stenus boops</i> Ljungh, 1804	18	4	
<i>Stenus formicetorum</i> Mannerheim, 1843			3
<i>Stenus humilis</i> Erichson, 1839			1
<i>Stenus junco</i> Fabricius, 1801		2	1
<i>Stenus melanarius</i> Stephens, 1833		1	
<i>Stenus ochropus</i> Kiesenwetter, 1858	1		
<i>Stenus picipes</i> Stephens, 1833		2	
<i>Stenus similis</i> (Herbst, 1784)		1	
<i>Tachinus pallipes</i> (Gravenhorst, 1806)			22
<i>Tachinus fimetarius</i> Gravenhorst, 1802	1	2	13
<i>Tachinus humeralis</i> Gravenhorst, 1802			1
<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775)		1	
<i>Tachyporus pusillus</i> Gravenhorst, 1806	12		2
<i>Tachyporus tersus</i> Erichson, 1839	33	3	1
<i>Xantholinus decorus</i> Erichson, 1839	1	3	5
<i>Xantholinus linearis</i> (Olivier, 1794)			2
<i>Xantholinus longiventris</i> Heer, 1839			1
<i>Zyras collaris</i> (Olivier, 1795)	5		4
<i>Zyras haworthi</i> (Stephens, 1832)			1
Pselaphidae			
<i>Brachygluta haematica</i> (Reichenbach, 1816)		2	
<i>Bryaxis bulbifer</i> (Reichenbach, 1816)		1	
<i>Bythinus securiger</i> (Reichenbach, 1817)	1		
<i>Euplectus nanus</i> (Reichenbach, 1816)	2		
<i>Rybaxis longicornis</i> (Leach, 1817)			1
<i>Trimium brevicorne</i> (Reichenbach, 1816)			1

Helodidae			
<i>Cyphon coarctatus</i> Paykull, 1799		3	
Byrrhidae			
<i>Cytilus sericeus</i> (Fortser, 1771)		1	
Dryopidae			
<i>Dryops nitidulus</i> (Heer, 1841)		2	
Elateridae			
<i>Adrastus limbatus</i> (Fabricius, 1776)	1		
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	3		
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792)	1		
Throscidae			
<i>Trixagus dermestoides</i> (Linnaeus, 1766)	24		
<i>Trixagus duvali</i> (Bonvouloir, 1859)	1		
Lampyridae			
<i>Lamprohiza splendidula</i> (Linnaeus, 1767)		4	
Cantharidae			
<i>Cantharis nigricans</i> (O.F.Müller, 1776)	1		
Anobiidae			
<i>Anobium punctatum</i> (De Geer, 1774)			1
Ptinidae			
<i>Ptinus pusillus</i> Sturm, 1837	3		
<i>Ptinus variegatus</i> Rossi, 1794			1
Nitidulidae			
<i>Epuraea thoracica</i> Tournier, 1872		1	
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)	2	1	1
<i>Stelidota geminata</i> (Say, 1825)			4
Cryptophagidae			
<i>Atomaria linearis</i> Stephens, 1830			4
<i>Cryptophagus scanicus</i> (Linnaeus, 1758)	1		3
<i>Cryptophagus schmidtii</i> Sturm, 1845			1
<i>Ephistemus reitteri</i> Casey, 1900	1		
Corylophidae			
<i>Clypastraea reitteri</i> Bowstead, 1999	1		
<i>Coylophus cassidoides</i> (Marsham, 1802)		2	1
<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)			1
Latridiidae			
<i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1839)		1	
<i>Corticaria elongata</i> (Gyllenhal, 1827)		5	
<i>Corticarina fuscata</i> (Gyllenhal, 1827)			4
<i>Dienerella argus</i> (Reitter, 1884)		2	
<i>Enicmus brevicornis</i> (Mannerheim, 1844)		6	
Zopheridae			
<i>Diodesma subterranea</i> (Guérin-Ménéville, 1844)		1	58
Ciidae			
<i>Cis bidentatus</i> (Olivier, 1790)			1
<i>Cis fagi</i> Mellié, 1848	1		

Oedemeridae			
<i>Oedemera femorata</i> (Scopoli, 1763)	1		
Salpingidae			
<i>Salpingus planirostris</i> (Fabricius, 1787)		1	
Lagriidae			
<i>Lagria atripes</i> Mulsant, 1855	1		
<i>Lagria hirta</i> (Linnaeus, 1758)			1
Tenebrionidae			
<i>Diaperis boleti</i> (Linnaeus, 1758)			2
<i>Scaphidema metallicum</i> (Fabricius, 1792)			1
Chrysomelidae			
<i>Batophila rubi</i> (Paykull, 1790)	1		
<i>Crepidodera aurea</i> (Geoffroy, 1785)		1	
<i>Crepidodera plutus</i> (Latreille, 1804)	1		
<i>Epithrix atropae</i> Foudras, 1859	1		
<i>Galeruca tanacetii</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Hydrothassa marginella</i> (Linnaeus, 1758)			2
<i>Chaetocnema concinna</i> (Marsham, 1802)		1	
<i>Lochmaea capreae</i> (Linnaeus, 1758)		1	
<i>Oulema gallaeciana</i> (Heyden, 1870)			1
<i>Oulema melanopus</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Phyllotreta nemorum</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Phyllotreta nigripes</i> (Fabricius, 1775)	1		
<i>Phyllotreta vittula</i> (Redtenbacher, 1849)	2	1	
<i>Psylliodes cuprea</i> (Koch, 1803)		1	
Apionidae			
<i>Apion holosericeum</i> Gyllenhal, 1833			2
<i>Apion nigrirtarse</i> Kirby, 1808	1		
<i>Apion simile</i> Kirby, 1811		1	
<i>Apion virens</i> Herbst, 1797	5		5
Curculionidae			
<i>Acalles camelus</i> (Fabricius, 1792)			1
<i>Acalles echinatus</i>	15	2	54
<i>Acalles hypocrita</i> Boheman, 1837		3	3
<i>Adexius scrobipennis</i> Gyllenhal, 1834			1
<i>Alophus triguttatus</i> (Fabricius, 1775)		2	
<i>Barypeithes chevrolati</i> (Boheman, 1843)			68
<i>Barypeithes mollicomus</i> (Ahrens, 1812)	24		50
<i>Bradybatus kellneri</i> Bach, 1854	1		
<i>Brachonyx pineti</i> (Paykull, 1792)		1	
<i>Brachysomus dispar</i> Penecke, 1910		1	44
<i>Brachysomus echinatus</i> (Bonsdorff, 1785)			10
<i>Brachysomus setiger</i> (Gyllenhal, 1840)	1		
<i>Ceutorhynchus erysimi</i> (Fabricius, 1787)			2
<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i> (Marsham, 1802)	1		
<i>Coeliodes transversealbofasciatus</i> (Goeze, 1777)			1

<i>Dorytomus affinis</i> (Paykull, 1800)	18		1
<i>Dorytomus ictor</i> (Herbst, 1795)	10		
<i>Dorytomus longimanus</i> (Forster, 1771)	1		
<i>Dorytomus minutus</i> (Gyllenhal, 1836)	7		
<i>Dorytomus puberulus</i> (Boheman, 1843)	5		
<i>Dorytomus taeniatus</i> (Fabricius, 1781)	8	1	
<i>Nedyus quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)		1	2
<i>Otiorhynchus laevigatus</i> (Fabricius, 1792)			1
<i>Otiorhynchus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)			3
<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777)	3		1
<i>Otiorhynchus rugosostriatus</i> (Goeze, 1877)	3		
<i>Plinthus tischeri</i> Germar, 1824			4
<i>Ceutorhynchus typhae</i> (Herbst, 1795)	1		
<i>Sciaphilus asperatus</i> (Bonsdorff, 1785)			4
<i>Sitona lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Stomodes gyrosicollis</i> (Boheman, 1843)			1
<i>Trachodes hispidus</i> (Linnaeus, 1758)			5
<i>Trachyploeus aristatus</i> (Gyllenhal, 1827)	1		
<i>Trachyploeus spinimanus</i> Germar, 1824			1
<i>Tychius meliloti</i> Stephens, 1831	1		

Tabuľka 2: Prehľad zistených chrobákov metódou zemných pascí na troch plochách lokality Pezinok- Rudné bane v roku 2015

	A-halda	B-jelšina	C-ctrl
Čeľad'			
<i>Druh</i>			
Carabidae			
<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid, 1812)			7
<i>Abax parallelepipedus</i> (Pill. et Mitt., 1783)		1	8
<i>Europhilus micans</i> (Nicolai, 1822)		4	
<i>Europhilus fuliginosum</i> (Panzer, 1809)		90	
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius, 1779)		13	
<i>Bembidion litorale</i> (Olivier, 1791)		1	
<i>Calathus erratus</i> (Sahlberg, 1827)	2		
<i>Carabus convexus</i> Fabricius, 1775	1		
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	2		
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758		11	
<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	1		4
<i>Carabus intricatus</i> Linnaeus, 1761	5	1	2
<i>Carabus nemoralis</i> O.F.Müller, 1764	1		2
<i>Carabus problematicus</i> Herbst, 1786		2	
<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799			1
<i>Carabus ullrichi</i> Germar, 1824	1	10	2
<i>Cymindis cingulata</i> Dejean, 1825	2		
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)			2
<i>Leistus piceus</i> Frolich, 1799	2	1	
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)		5	

<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)		1	
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)			8
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	20	28	5
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)			6
<i>Ophonus puncticollis</i> (Paykull, 1798)			
<i>Oxytselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)		2	
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)		86	
<i>Platyderus rufus</i> (Duftschmid, 1812)		1	
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)		2	
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)		65	16
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)		23	1
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)		135	
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)			10
<i>Trechus pulchellus</i> Putzeys, 1846			1
Hydrophilidae			
<i>Helophorus nubilus</i> Fabricius, 1776	1		
Silphidae			
<i>Necrophorus humator</i> Olivier, 1790		1	
<i>Necrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)		2	
<i>Silpha carinata</i> Herbst, 1783	7	6	1
<i>Xylodrepa quadripunctata</i> (Linnaeus, 1761)			1
Leiodidae			
<i>Agathidium discoideum</i> Erichson, 1845			
<i>Colenis immunda</i> (Sturm, 1807)	5		
<i>Leiodes badia</i> (Sturm, 1807)	4		
<i>Nargus anisotomoides</i> (Spence, 1815)	5		
<i>Ptomaphagus variicornis</i> (Rosenhauer, 1847)	7	1	5
<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)			
Scaphidiidae			
<i>Scaphisoma boleti</i> (Panzer, 1793)			1
Staphylinidae			
<i>Aleochara tristis</i> Gravenhorst, 1806	2		
<i>Carpelimus subtilis</i> (Erichson, 1839)		1	
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)	1	13	
<i>Falagria thoracica</i> Curtis, 1833	27	1	
<i>Lathrobium volgense</i> Hochhuth, 1851		1	
<i>Ocypus brunnipes</i> Fabricius, 1781			4
<i>Ocypus melanarius</i> Heer, 1839	3	2	21
<i>Ocypus mus</i> Brullé, 1832			4
<i>Ocypus olens</i> O.F.Müller, 1764	1		
<i>Ocypus tenebricosus</i> Gravenhorst, 1846			2
<i>Philonthus concinnus</i> (Gravenhorst, 1802)			1
<i>Staphylinus chloropterus</i> Panzer, 1796			3
<i>Tachinus bipustulatus</i> (Fabricius, 1792)		2	
<i>Zyras haworthi</i> (Stephens, 1832)			
Geotrupidae			
<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758)			11
<i>Trypocopris vernalis</i> (Linnaeus, 1758)			9
Scarabaeidae			

<i>Aphodius corvinus</i> Erichson, 1848			1
<i>Aphodius prodromus</i> (Brahm, 1790)	1	3	1
<i>Aphodius sticticus</i> (Panzer, 1798)			1
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)			1
<i>Onthophagus ovatus</i> (Linnaeus, 1767)	2		
Dryopidae			
<i>Dryops nitidulus</i> (Heer, 1841)		2	
Elateridae			
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	3		1
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792)	3		1
Throscidae			
<i>Trixagus dermestoides</i> (Linnaeus, 1766)	32	1	
<i>Trixagus eletaroides</i> (Heer, 1841)	2		
Lampyridae			
<i>Lamprohiza splendidula</i> (Linnaeus, 1767)		4	
Ptinidae			
<i>Ptinus subpilosus</i> Sturm, 1837			1
Nitidulidae			
<i>Epuraea depressa</i> (Illiger, 1798)		1	
<i>Stelidota geminata</i> (Say, 1823)	2		4
Rhizophagidae			
<i>Rhizophagus bipustulatus</i> (Fabricius, 1792)	1		6
Cucujidae			
<i>Pediacus dermestoides</i> (Fabricius, 1792)			1
Cryptophagidae			
<i>Cryptophagus affinis</i> Sturm, 1845	6		5
<i>Cryptophagus pallidus</i> Sturm, 1845	1		
<i>Cryptophagus quarcinus</i> Kraatz, 1852	5		12
<i>Cryptophagus schmidtii</i> Sturm, 1845	4		1
Cerylonidae			
<i>Cerylon fagi</i> Brisout, 1867		1	2
Coccinellidae			
<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	1		
Latridiidae			
<i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1839)			
Zopheridae			
<i>Diodesma subterranea</i> (Guérin-Ménéville, 1844)			1
Lagriidae			
<i>Lagria hirta</i> (Linnaeus, 1758)		1	
Chrysomelidae			
<i>Crepidodera aurea</i> (Geoffroy, 1785)	1		
<i>Galeruca tanacetii</i> (Linnaeus, 1758)		1	
Curculionidae			
<i>Acalles echinatus</i> (Germar, 1824)			3
<i>Acalles hypocrita</i> Boheman, 1837			4
<i>Barypeithes chevrolati</i> (Boheman, 1843)			20
<i>Barypeithes mollicomus</i> (Ahrens, 1812)	14		19
<i>Brachonyx pineti</i> (Paykull, 1792)			
<i>Brachysomus dispar</i> Penecke, 1910		1	14
<i>Brachysomus echinatus</i> (Bonsdorff, 1785)			10

<i>Brachysomus setiger</i> (Gyllenhal, 1840)		2	
<i>Dorytomus ictor</i> (Herbst, 1795)	1		
<i>Dorytomus puberulus</i> (Boheman, 1843)	1		
<i>Dorytomus taeniatus</i> (Fabricius, 1781)	1		
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)			2
<i>Phyllobius incanus</i> Gyllenhal, 1834			2
<i>Phyllobius oblongus</i> (Linnaeus, 1758)			1
<i>Tychius pusillus</i> Germar, 1842	1		
<i>Ex</i>	183	529	252

Tabuľka 3: Dátuma odberu vzoriek P-presev na 0,5 m² a ZP-zemné pasce v roku 2015

Dátum	metodika
25.4.2015	P
10.5.2015	P, ZP
24.5.2015	P
7.6.	P, ZP
21.6.	P
5.7.	P, ZP
19.7.	p
2.8.	p, ZP
16.8.	P
30.8.	P, ZP
13.9.	P
28.9.	P, ZP

Tabuľka 4: Počet Coleoptera v presevoch na 0,5 m² a v zemných pasciach v dátumoch odberu v roku 2015

	A-p	B-p	C-p	A-zp	B-zp	C-zp
25.4.	45	13	41			
10.5.	44	29	61	13	18	23
24.5.	31	34	106			
7.6.	29	29	56	19	15	25
21.6.	48	22	76			
5.7.	11	61	69	22	17	52
19.7.	68	4	21			
3.8.	16	13	42	30	73	64
16.8.	28	23	34			
30.8.	18	17	13	7	74	20
13.9.	86	5	24			
28.9.	52	13	49	6	66	20

Literatúra

- BOLANZ, R.M., MAJZLAN, J., JURKOVIČ, E., GOTTLICHER, J. 2012. Mineralogy, geochemistry, and arsenic speciation in coal combustion waste from Nováky. *Fuel*, Vol. 94 : 125-136.
- JURKOVIČ E., HILLER, E., VESELSKÁ, V. PEŤKOVÁ, K. 2011. Arsenic Concentrations in Soil Impacted by Dam Failure of Coal-Ash Pond in Zemianske Kostol'any. *Bull Environ. Contam. Toxicol*, 86: 433-437.
- JURKOVIČ, E., VESELSKÁ, V., GUČKOVÁ, V., FRANKOVSKÁ, J. 2008. Geochemické zhodnotenie kontaminácie pôd arzénom v oblasti Zemianskych Kostolian. *Acta environ. Univ. Comen. (Bratislava)*, Vol. 16, 1: 47-55.
- MAJZLAN, O., 2013. Diverzita chrobákov (Coleoptera) na ploche kontaminovanej arzénom pri Zemianskych Kostol'anoch. *Entomofauna carpathica*, 2013, 25 (1): 33-43.
- MAJZLAN, O. 2014. Banské záťaže v prírode a biodiverzita chrobákov (Coleoptera). *Entomofauna carpathica*, 2014, 26(1): 19-32
- MAJZLAN, O., MAJZLAN, J. 2011. Sociony chrobákov (Coleoptera) na halde lúženca z niklovej huti v Sereďi. *Naturae Tutela* 15/1: 27-37.

POTENCIÁL TAXOCENÓZ THYSANOPTERA V INDIKÁCII EKOLOGICKEJ STABILITY PAHORKATINNEJ DÚBRAVY: OD KOMPLEMENTARITY K INTEGRITE

Rudolf Masarovič¹, Peter Fedor¹

¹Katedra environmentálnej ekológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Ilkovičova 6, Mlynská dolina, Bratislava, email: rudolf.masarovic@gmail.com, fedor@fns.uniba.sk

Abstract: Masarovič R., Fedor P., *Thysanoptera assemblages as a potential tool for ecological stability assessment in hilly oak wood ecosystems*, Acta Fac. Paed. Univ. Tyrnaviensis, Ser.B, 2015, no.17, pp. 51-107.

Silvicolous thrips assemblages appear to be a suitable tool for indicating destabilization in oak woods. This thesis deals with the thrips communities from the Martinský les forest, which belongs to the uncommon endangered biotopes of the thermophilous *Quercus* forests in Slovakia. Four study plots affected by anthropogenic impact and forestry management were observed in the vegetation seasons of the years 2007 and 2008. The material was collected by applying four main sampling methods: tree and air photoeclector, seaving of leaf litter and the square sample method. In this regard, the main objective was to observe corticicolous, soil dwelling and aeroplanktonic thrips stratocenoses and mark their function in detecting disturbances in forest ecological systems. In total, 998 thrips specimens were obtained belonging to 31 thrips species. Bioindication potential of the thrips assemblages was examined by using the NMDS statistical method which differentiated the thrips communities indicating a certain extent of the stress caused by humans in the observed forest stands. The bark-dwelling assemblage of *Thrips tabaci* with *Frankliniella intonsa* and the separately observed *Limothrips denticornis* and *Stenothrips graminum* were characterised by strong tolerance to anthropic impact caused by forestry management. *Limothrips denticornis* were inclined to such conditions as a part of the soil community a second time and *Aptinothrips rufus* were added to the community. On the contrary, the corticicolous assemblage of fungivores *Xylaplothrips fuliginosus* with *Hoplothrips corticis* and arboricolous thrips *Mycterothrips albidicornis* preferred the woods with minimal management influences. Moreover, *Mycterothrips albidicornis* with another silvicolous thrips *Thrips minutissimus* formed the soil community occurring in the old ecologically stable oak forests. Furthermore, two new categories of indicators were suggested. Moreover, partial data was connected to evaluate complex and integrated bioindication potential of the thrips stratocenoses.

Keywords: anthropic impact, exploiter, Martinský les forest, oak woods, thrips assemblage, Thysanoptera

Úvod

Výskum prebiehajúci v minulosti poukázal na významnosť Martinského lesa, ktorý na Slovensku nesporne patrí k ohrozeným biotopom jedinečných xerothermných panónskych dubových lesov (*Aceri tatarici* - *Quercetum*). Vyznačuje sa vysokou diverzitou rastlinných a živočíšnych druhov a v obkolesení agrocenóz tvorí významné biocentrum fauny a flóry Podunajskej nížiny. Ak si odmyslíme dlhodobú kolonizáciu tohto územia v priebehu niekoľkých tisícročí, dnešná podoba Martinského lesa je najmä výsledkom ľudskej aktivity v posledných 700 rokoch. Odlesňovanie v 13. a 14. storočí, zákony v období Rakúsko-Uhorska a po jeho rozpade zriadenie poľnohospodárskej kolónie Svätý Martin (20 stor.) malo asi najväčší vplyv na fragmentáciu lesa a postupné zmenšovanie jeho rozlohy o vyše 70 %. Kým v roku 1747 bola jeho rozloha 1540 ha, v súčasnosti sa pohybuje okolo 445,6 ha.

Novodobé stresové faktory, ako napríklad skládka (riadená skládka SOBA s.r.o. pri Červenom majeri), dopravné komunikácie (diaľnica Bratislava - Trnava D-61), zdroje znečistenia (ELV Produkt Senec, Kafileria s.r.o. Senec – kotolňa do roku 2007), živočíšna farma (Hydinárske závody osada Martin) a poľnohospodárska činnosť tiež prispeli k prírodnej a estetickému devastácii tohto územia. S rozrastajúcou sa aglomeráciou mesta Senec sú v kontakte s lesom aj priemyselné parky a mnohé výrobné haly. Navyše už asi 30% percent flóry Martinského lesa je synantropná. Tento významný ekologický systém však v súčasnosti stojí asi pred najväčšou hrozbou v jeho dlhodobej histórii. Vedecká a ani laická verejnosť sa nevie zmieriť s náčrtom megalomanských projektov novej výstavby, čo bude pravdepodobne znamenať koniec Martinského lesa v tej podobe, akej sme ho poznali.

Pri ochrane tohto územia nepomáha ani aktivita mnohých významných vedeckých osobností v priebehu posledných 40 rokov. O zriadenie ŠPR (Štátna prírodná rezervácia) Martinský les sa pokúšali MAGLOCKÝ et ONDRÁŠEK (1982). O rok neskôr LAZEBNÍČEK (1983) vypracoval návrh projektu ochrany ŠPR Martinský les. O desať rokov bol les vyčlenený v rámci RÚSES ako súčasť regionálneho biocentra Martinský les - Šenkviceký háj – Vršky (STANÍKOVÁ et al., 1993). Zapísaný je do sústavy chránených území členských krajín európskej únie NATURA 2000. V roku 2008 bol vypracovaný projekt na vytvorenie chráneného areálu Martinský les (PUŠKÁROVÁ et al., 2008). Ani v súčasnosti nezostáva vedecká obec pasívna. Organizujú sa mnohé aktivity (celosvetový „deň biodiverzity“) a prebiehajúci výskum mnohých rokov sa pretavil aj do knižnej podoby (FEDOR et VIDLIČKA, 2012). Autori príspevkov sa zhodujú v názore na unikátnosť tohto biotopu

v podmienkach Strednej Európy. Snažia sa túto jedinečnosť ukotviť aj v právnej a legislatívnej podobe. Ale akoby bezvýsledne. Moderný človek 21. storočia má iné priority.

Ako je zvykom v poslednej dobe, ani najvýznamnejšie refúgiá biodiverzity sa nevyhnú náporu ľudskej činnosti. Vplyvom týchto disturbancií sa prítomná biocenóza, ktorá predstavuje základnú zložku ekologického systému, postupne mení a formuje svoju novú štruktúru. Prepojenosť a viacstupňová hierarchia v ekologickom systéme v tomto zmysle „vyvyšuje“ cenotickú dimenziu bioindikácie na jeden z najefektívnejších nástrojov v detekcii jeho zmien a destabilizačných procesov. Veľmi dôležitú úlohu v ekosystéme tak zohrávajú vzájomné interakcie jednotlivých komponentov, kde zmena jedného prvku ovplyvní aj ostatné zložky a v konečnom dôsledku systém ako celok. Ku koncu môžeme konštatovať, že spoločenstvo so svojimi vnútornými mechanizmami účinne a predovšetkým veľmi citlivo odpovedá na zmeny v ekologickom systéme.

V dôsledku naštartovania stabilizačných mechanizmov a vyvolaných zmien v ekologickom systéme je možné pomocou biocenózy poukázať na jeho ekologickú stabilitu. Vedci samotní častokrát nevedia, čo v komplexnosti ekologická stabilita predstavuje, ako ju vypočítať alebo vyjadriť. Vieme len, že existuje a vyznačuje sa vlastnými nástrojmi k dosiahnutiu „poriadku“ v systéme. Určitú mieru autonómie si pomocou vlastných stabilizačných mechanizmov zabezpečuje aj prítomné spoločenstvo, preto v našom prístupe k štúdiu ekologického systému a jeho stabilite nediferencujeme biocenózu od celku. Systém sa vyznačuje komplexnosťou, vzájomnou prepojenosťou a interakciami medzi všetkými zložkami. Ľudská činnosť a antropogénne disturbancie narúšajú fungovanie týchto procesov a v konečnom dôsledku dochádza k poklesu ekologickej stability.

Do akej miery dokážu spoločenstvá strapiek naznačiť a indikovať destabilizačné procesy v lesných ekosystémoch sme sa pokúsili priblížiť v tejto práci. Pri štúdiu týchto cenóz bol zdôraznený systémový prístup štúdia ekosystému. Vo výskume bolo zahrnuté čo najširšie spektrum stratocenóz a merocenóz, ktoré nám vo svojej kombinácii odкрývajú a naznačujú niektoré hlbšie skutočnosti. V tomto zmysle sa spis snaží integrovanou a komplementárnou analýzou čiastkových dát poukázať na bioindikačný potenciál jednotlivých špecifických stratocenóz a merocenóz v indikácii antropogénnej záťaže v podmienkach pahorkatinného lesa Martinského lesa.

Spoločenstvo strapiek (thysanopterocenóza) na poli bioindikácie

Bezstavovce tvoria významnú súčasť druhového bohatstva a biomasy v terestrických podmienkach a hrajú dôležitú úlohu vo fungovaní ekologických systémov. V zmysle zvolenej témy je táto kapitola venovaná najmä bioindikácii na úrovni suchozemských bezstavovcov, napriek tomu, že o akvatických existuje pomerne väčšie množstvo prác. Bioindikačný potenciál mnohých vo vode žijúcich skupín bol na poli ekológie a ochrany prírody vykreslený už pomerne dávno (BECK, 1955,

WOODIWISS, 1964). Frekventované je využívanie viacerých biotických indexov na hodnotenie kvality a znečistenia vodných ekosystémov (napr. ALAKANANDA et al., 2011, LI et al., 2010, ZIMMERMAN, 1993, LIASHENKO, 2014, SEMENCHENKO et MOROZ, 2005). Tie by sa mali pretaviť do praktickej aplikácie (BARBOUR et al., 1999). Napokon samotné vymedzenie pojmov bude smerovať k využitiu bioindikátorov na úrovni druhu a populácie, ktoré tvoria základnú stavbu pre klasifikáciu na úrovni *spoločenstva* (cenózy, resp. taxocenózy, thysanopterocenózy).

Bioindikácia predstavuje už plne etablovanú vednú disciplínu, ktorá študuje schopnosť organizmov indikovať stav, zmeny a trendy vývoja ekologických systémov (FEDOR, 2008). Vo svojej podstate by sme ju mohli zaradiť medzi subdisciplíny v rámci ekológie a ekosozológie, pričom jej prioritným cieľom by mala byť aplikácia vedeckých výstupov a výsledkov do manažmentu pozorovaných ekosystémov (MURPHY, 1990, MURPHY et NOON, 1992, MCGEOCH, 1998). Podľa MCGEOCH (1998) bioindikácia nespĺňa svoje poslanie, ak výskum vzťahov medzi terestrickým hmyzom a biotickými a abiotickými premennými nemá objasnené potenciálne aplikácie v ochrane prírody sledovaných ekologických systémov.

Samotná definícia indikátora bola v priebehu posledných desaťročí častokrát nejasná a dvojznačná, s rôznymi významami v odlišných kontextoch (HEINK et KOWARIK, 2010). V zmysle SCHUBERTA (1985) vystupujú v predkladanej práci indikátory (strapky, resp. ich spoločenstvá) ako ukazovatele prostredia, ktoré svojimi vlastnými atribútmi korelujú s jeho faktormi. Zvolená bola bioindikácia na cenotickej úrovni, pretože samotné spoločenstvo sa častokrát vyznačuje lepším bioindikačným potenciálom ako druh (resp. jedinec, populácia). V rámci svojich atribútov spoločenstvo vykazuje vysokú mieru plasticity. Dochádza k veľmi citlivému „ohýbaniu“ jednotlivých znakov v závislosti od podmienok prostredia, čo umožňuje lepšiu interpretáciu. Zdá sa, že taxocenóza strapiek dokáže veľmi efektívne poukázať na charakter ekologických a environmentálnych javov v ekologickom systéme (FEDOR, 2008, DUBOVSKÝ et al., 2010, DORIČOVÁ et FEDOR, 2013, MASAROVIC et al., 2014). Ideálne by bolo pozorovať komplexnú biocenózu v sledovanom prostredí. Výstupy takej práce by boli naozaj celosvetovo unikátne. Kto však zakúsil úskalia biologického výskumu a reflektuje tú ohromnú biodiverzitu, vie že takýto projekt je „nereálny“. Nejde ani tak o samotnú realizáciu, získanie materiálu alebo štatistické spracovanie. Ohrozený druh v tomto zmysle predstavujú špecialisti (taxonómovia), ktorí by dokázali jednotlivé skupiny vôbec spracovať (minimálne v slovenskom diapazóne). Preto sa výskum v bioindikácii často obmedzuje na menšie zložky celej biocenózy, ktoré by mohol študovať aj menší počet odborníkov (najlepšie jeden) (LISICKÝ, 1982).

Klasifikácii základných typov bioindikátorov v rámci terestrických ekosystémov sa venuje viacero autorov (napr. BOHÁČ, 1999, HEINK et KOWARIK, 2010, LISICKÝ, 1982, MCGEOCH, 1998).

Rozdelenie sa vyznačuje výraznou rôznorodosťou. Pre účely tejto práce sú kľúčové kategórie v zmysle SPELLERBERGA (1991) a FEDORA (2008).

Detektory a exploatéry

Detektory indikujú stav a zmeny prostredia na základe morfológických, fyziologických alebo etologických aspektov (merateľne a relatívne objektívne). Exploatéry sa šíria do nového prostredia a svojou vlastnou prítomnosťou indikujú zmenené ekologické podmienky. Nárast ich početnosti býva dôsledkom narušenia vzájomných medzidruhových väzieb v ekologickom systéme (najmä konkurencie), v ktorom dochádza k modifikácii druhového zloženia.

Detektor predstavuje napríklad *Frankliniella intonsa*, ktorá sa vyznačuje citlivosťou voči znečisteniu atmosféry. Následkom disturbancie prostredia dochádza u jedincov tohto druhu k depigmentácii niektorých častí tela, k premenlivosti celkovej dĺžky tela a k deformácii tykadiel (VASILIU-OROMULU et JENSER, 2008). Ďalší druh *Haplothrips subtilissimus* vykazoval vnútrodruhové rozdiely vo fenotypových znakoch v rámci lesného transektu (DORIČOVÁ et FEDOR, 2013). Autori práce zaznamenali signifikantný vzťah medzi topickou špecifitou a intrašpecifickou variabilitou tohto druhu. Ekotón zahŕňal najmenšie morfotypy, ktoré boli smerom do lesa nahradené väčšími formami.

Naopak, k exploatérom môžu patriť termofilné druhy *Melanthrips knechteli*, *Melanthrips pallidor*, *Aptinothrips rufus*, *Chirothrips aculeatus*, *Bolothrips bicolor*, *Bolothrips icarus*, ktoré indikujú klimatickú zmenu v podmienkach dubových lesov v Rumunsku (VASILIU-OROMULU, 2002). Alebo *Haplothrips subtilissimus*, ktorý svojou prítomnosťou poukazuje na zvýšenú abundanciu škodcov v ovocných sadoch (JENSER, 1992). Strapky indikujú aj sukcesné zmeny v ekologickom systéme, pričom jednotlivé druhy inklinujú k rozdielnym štádiám sekundárnej (MASAROVIC et al., 2014) a degradačnej sukcesie (PELIKÁN, 1947, 1950).

V tomto zmysle aj samotná thysanopterocenóza so svojou druhovou skladbou môže zohrávať úlohu exploatéra, ktorý sa šíri do nových zmenených ekologických podmienok napríklad v závislosti od disturbancie a antropickej záťaže. Prítomné druhy môžu napríklad poukazovať na pokles ekologickej stability. Okrem toho sa spoločenstvo strapiek správa ako detektor, ktorý svojimi vlastnými merateľnými atribútmi (napr., diverzita, ekvitalita, produkcia) odráža zmeny v ekologickom systéme. V ďalšom prehľade sú načrtnuté niektoré typické príklady využitia thysanopterocenóz v indikácii ekologickej stability.

KUCHARZCYK (2004) pozorovala jedenásť rokov spoločenstvá strapiek v pralesovom lese Białowieża na východe Poľska. Výskum sa dotýkal troch lokalít, ktoré zahŕňali dva ihličnaté a jeden listnatý porast. Antropogénne disturbancie a zmeny v prostredí sa podpísali na zastúpení odlišných taxocenóz. Autorka zaznamenala zvýšenú abundanciu a diverzitu stenotopných druhov

z čeľade Phlaeothripidae, ktoré označila za potenciálne indikátory prirodzených lesných biotopov. Tieto druhy sa vyskytovali najmä v prostredí so zvýšeným zastúpením rozkladajúcich sa starých stromov. Antropogénne zmenené porasty vykazovali zvýšené percento (73%) eurytopných fytofágov. Autorka na záver zdôraznila možnosť využitia spoločenstiev strapiek pri detekcii dlhotrvajúcich zmien a stupňov pôvodnosti lesných fytoocenóz. Pri výskume bukových lesov KUCHARCZYK et KUCHARCZYK (2011) porovnávajú thysanopterocenózy z 12 lokalít, pričom ich štruktúra naznačuje stav a charakter fytoocenóz. V rámci štatistických analýz sa signifikantnými faktormi javili byť najmä diverzita mikrohabitatov a bohatosť potravnej základne.

Spoločenstvá strapiek v územiach s intenzívnym manažmentom po veternej kalamite v Nórsku pozoroval KOBRO (2001). Výrazne vyššiu abundanciu Thysanoptera vykazovali staršie porasty v porovnaní s mladými, ktoré navyše podliehali intenzívnemu manažmentu. Zvýšená početnosť strapiek korelovala s množstvom vhodných habitatov pre ich nároky, resp. heterogénnejším prostredím. Indikátormi stredne starých až vývojovo starších porastov bez výrazného manažmentu po veternej kalamite sa javili byť najmä mycetofágne druhy *Hoplothrips polysticti*, *H. fungi*, *H. pedicularius*, *H. ulmi*, *H. unicolor* a *Maderothrips longisestis*. Druhy kopírovali výskyt drevokazných húb (napr. *Trichaptum abietinum*).

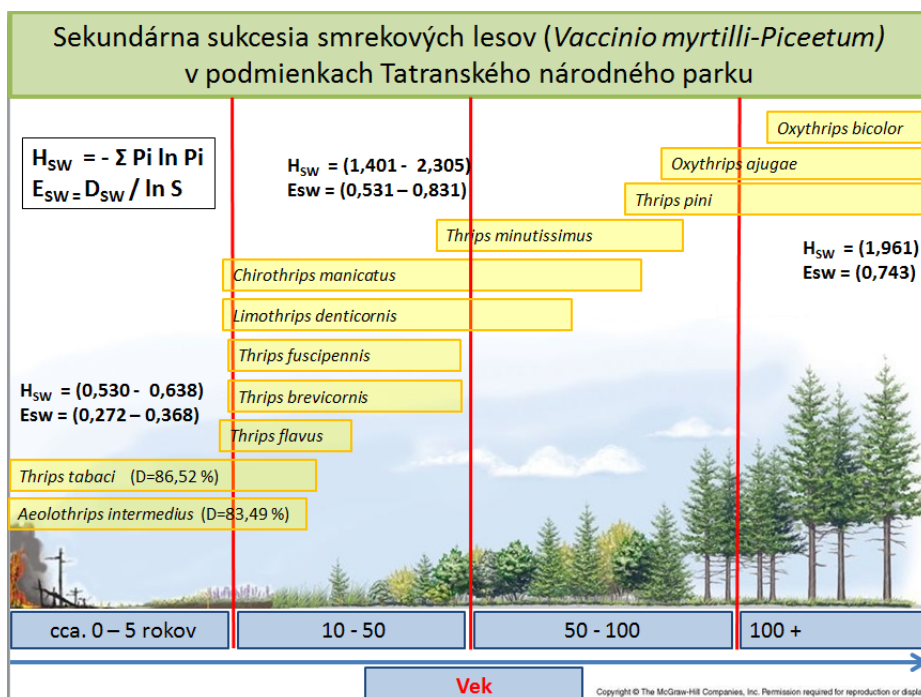
Vplyv antropického impaktu v podobe lesníckych opatrení a prítomnosti požiaru na korticikolné synúzie strapiek sledovali KETTUNEN et al. (2005). Thysanopterocenózy z prirodzeného lesa sa vyznačovali nižším druhovým bohatstvom a abundanciou strapiek v porovnaní so spoločenstvami z rúbaniskovej lokality zasiahnutej požiarom. Z druhového spektra vypadli najmä florikolné elementy, ktoré boli viac zastúpené na rúbaniskovom poraste. K antropogénne ovplyvnením plochách inklinovalo najmä zoskupenie taxónov *Frankliniella intonsa*, *Thrips flavus*, *Mycterothrips consociatus*, *Thrips pini* a *Xylaplothrips fuliginosus*. Vplyv lesníckeho manažmentu a požiaru na spoločenstvá strapiek bol aj ústrednou témou ďalšej KETTUNENOVEJ (2007) práce. Z nej vyplýva, že na druhovú skladbu strapiek mali skôr vplyv lesnícke zásahy, ako samotný požiar. Bezzásahové oblasti s vysokým podielom rozkladajúcej sa drevnej hmoty sa vyznačovali najmä prítomnosťou mykofágnych taxónov *Hoplothrips carphaticus*, *Xylaplothrips fuliginosus*, *Hoplothrips pedicularius*, *Hoplothrips polysticti* a *Hoplothrips ulmi*.

Do akej miery reagujú spoločenstvá strapiek na dôsledky veternej kalamity, požiaru a manažmentu v lesných ekosystémoch sa dozvedáme z práce MASAROVICA et al. (2014). Autori sa zaoberajú špecifikáciou bioindikačného potenciálu silvikolných thysanopterocenóz v podmienkach smrekových lesov (*Vaccinio myrtilli-Piceetum*) v Tatranskom Národnom Parku. Prítomné spoločenstvá odrážali charakter prebiehajúcej sekundárnej sukcesie týchto biotopov (obrázok 1) a signifikantne odpovedali aj na vplyv antropického impaktu. Aplikáciou štatistickej analýzy NMDS sa vydinferencovali tri základné zoskupenia taxónov v zmysle detekcie antropogénnej

záťaže a destabilizačných procesov v postredí TANAPu. Výraznú mieru disturbancie vykazovala najmä formácia eurypotentných taxónov *Thrips tabaci* a *Aeolothrips intermedius*, ktoré sa bežne vyskytujú v biotopoch v rôznej miere pozmenených ľudskou činnosťou. Naopak užšiu preferenciu k podmienkam bez výraznej antropogénnej záťaže indikovalo zoskupenie silvikolných druhov *Thrips pini*, *Oxythrips bicolor* a *Oxythrips ajugae*.

Spoločenstvá geobiontných Thysanoptera v podmienkach teplomilnej pahorkatinnej drúbravy spracovali DORIČOVÁ et FEDOR (2013). Pri hodnotení bioindikačného potenciálu autori aplikovali najmä neparametrickú metódu NMDS. Deväť sledovaných premenných týkajúcich sa biotopu (z celkovo 20 atribútov) vykazovalo štatistickú signifikantnosť, vrátane antropického impaktu (resp. stupňa manažmentu). Prítomné thysanopterocenózy svojimi atribútmi poukazovali na vývoj a zmeny v lesnom komplexe. Zoskupenie druhov *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis* inklinovalo k mladým presvetleným porastom s výrazným vplyvom antropogénnej záťaže v rámci sledovaných lokalít. Formácia taxónov *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips aculeatus* preferovala tiež mladé, ale tmavšie nepresvetlené stanovišťa. Tieto druhy vykazovali určitú mieru sciofilnosti. A napokon thysanopterocenóza tvorená druhmi *Mycterothrips albidicornis* a *Thrips minutissimus* indikovala prítomnosť starších zatienených lesných porastov bez výrazného stupňa ľudskej činnosti.

Obrázok 1: Spoločenstvá strapiek v indikácii sukcesných zmien vyvolaných vplyvom veternej kalamity, požiaru a antropogénnej činnosti v Tatranskom národnom parku.



V podmienkach teplomilných dúbav vzniklo aj viacero prác dotýkajúcich sa korticikolných synúzií strapiek a ich možného využitia pri indikácii ekologickej stability a charakteru ekologických

podmienok daného porastu (MASAROVÍČ, 2009, DUBOVSKÝ et al., 2010, DUBOVSKÝ, 2013 atď.). MASAROVÍČ (2009) pri vyhodnotení výsledkom aplikoval najmä nepriamu gradientovú analýzu hlavných komponentov (PCA) a redundačnú analýzu (RDA). Monokultúrne porasty s tendenciou nižšej stability a pravidelnej aplikácie manažmentových opatrení preferovala najmä formácia druhov *Thrips tabaci* a *Limothrips denticornis*. K starším porastom v tomto prípade inklinovalo zoskupenie taxónov *Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus* a *Limothrips cerealium*, ktoré indikovali biotop s výraznou mierou priestorovej heterogenity, prítomnosťou mikrohabitatov a starších stromov s popukanou borkou, pestrosťou potravinnej ponuky a vyššou pokryvnosťou jednotlivých etáží. Ďalšia práca DUBOVSKÉHO et al. (2010) sa dotýkala najmä procesu sekundárnej sukcesie, zmien a vývoja lesného biotopu v podmienkach teplomilnej dúbravy. Autori aplikovali najmä štatistickú metódu PPCA (The Partial Principal Component Analysis), ktorá naznačila zmenu v štruktúre thysanopterocenóz vo vzťahu k sukcesii a dynamike vývoja dubových lesov mierneho pásma v Európe, ktoré mohli súvisieť aj so stresovými faktormi v pozorovanom biotope. V tomto zmysle, zoskupenie druhov *Thrips tabaci*, *Stenothrips graminum*, *Frankliniella intonsa*, *Xylaplothrips fuliginosus*, *Limothrips denticornis*, *Hoplothrips corticis*, *Mycterothrips consociatus* preferovalo najmladšie štádiá lesa. V priebehu sukcesie boli tieto druhy vystriedané formáciou taxónov *Mycterothrips consociatus* a *Haplothrips subtilissimus* a postupným zvyšovaním abundancie druhov *Frankliniella tenuicornis* a *Haplothrips acanthoscelis*. Napokon nastupuje posledná skupina taxónov *Thrips brevicornis* a *Poecilothrips albopictus*, ktoré inklinujú už k starším porastom. Druhy *Thrips minutissimus*, *Haplothrips aculeatus*, *Limothrips cerealium*, *Thrips linarius*, *T. major* sa javili byť nezávislé od veku porastu a predstavovali skôr eurytopné elementy s podobným výskytom na všetkých stanovištiach. Napokon výskum bioindikačného potenciálu korticikolných spoločenstiev strapiek z teplomilných dúbrav doplnil DUBOVSKÝ (2013), ktorý použil už metódu nemetrického multidimenzionálneho škálovania NMDS. Z 26 environmentálnych a ekologických faktorov 13 vykazovalo štatistickú signifikantnosť. Hospodársky ovplyvnené monokultúrne porasty preferovalo zoskupenie druhov *Thrips tabaci*, *Thrips linarius*, *Frankliniella intonsa*, *F.tenuicornis* a *Stenothrips graminum*. Naopak k vývojovo staršiemu lesu s prítomnosťou hrubých stromov s bohatou krovinnou a stromovou etážou inklinovala thysanopterocenóza tvorená druhmi *Mycterothrips albidicornis* a *Thrips major*.

Okrem geobiontných a korticikolných thysanopterocenóz prebiehal na Slovensku aj výskum bioindikačného potenciálu aeroplanktonických spoločenstiev strapiek. Tejto téme sa venovali najmä GRUĽA (2007) a HAMMERSTEINOVÁ (2009). HAMMERSTEINOVÁ (2009) pozorovala stratocenózy v podmienkach teplomilných dúbrav Poddunajskej pahorkatiny, ktoré poukazovali na prítomnosť antropogénnej záťaže v podobe prebiehajúceho manažmentu a obhospodarovania lesa a druhovú diverzitu pozorovaného porastu. Naopak GRUĽA (2007) sledoval spoločenstvá strapiek lužného lesa.

Charakter a štruktúra týchto spoločenstiev bola výsledkom pôsobenia ekologických faktorov ako aj miery antropického impaktu. Autor zhodnotil závislosť strapiek od manažmentu, veku porastu, prítomnosti záplav, a všimal si aj vertikálnu migráciu jednotlivých druhov. Človek zasahoval vo výraznej miere do týchto porastov, najmä v podobe veľkoplošných holorubov, vysádzania alochtónnych kanadských topoľov, zmeny vodného režimu, rybárstva, poľovníctva, znečisťovania územia atď. Vymedzených bolo 7 thysanopterocenóz, ktoré v rôznej miere korelovali s analyzovanými disturbanciami v prostredí. Zoskupenie druhov okolo *Mycetothrips salicis* indikovalo ekologicky nestabilné prostredie monokultúry.

Medzi čoraz frekventovanejšie témy v environmentálnych vedách patrí aj zmena klímy, ktorá sa podieľa na pretváraní ekosystémov a biocenóz po celom svete. V tomto zmysle poukázala VASILIU-OROMULU (2004) na zmenu v kvantitatívnych vlastnostiach thysanopterocenóz v dôsledku dlhodobej suchej periódy v oblasti rumunských Karpát. Tridsať jeden ročný monitoring poukázal na zmeny v klimatických faktoroch. Vyššie teploty a nižší úhrn zrážok v priebehu 12 rokov sa prejavil aj na spoločenstvách strapiek, ktoré vykazovali vyššie zastúpenie xerotermofilných taxónov a dochádzalo aj k absencii alebo k poklesu počtu mezofilných druhov. Kvantitatívne atribúty niektorých eurypotentných druhov (napr. *Thrips tabaci*, *Chirothrips manicatus*) zostali počas celého obdobia výrazne nezmenené. Do akej miery je táto zmena v druhom spektre výsledkom konkrétnych klimatických faktorov alebo otázkou viacerých ukazovateľov zostáva v rovine hlbšej diskusie.

MIGLIORINI et al. (2004) pri skúmaní vplyvu ťažkých kovov (olova, zinku, antimónu, niklu, mangánu a medi) na spoločenstvá pôdných bezstavovcov zaznamenali aj Thysanoptera. Vykazovali negatívnu koreláciu s výskytom niklu, zinku a medi v prostredí. Autori nezistili pozitívnu koreláciu so žiadnym z kovov. Thysanoptera (najmä č. Phlaeothripidae) vykazovali citlivosť aj pri dodávaní fosforečných a dusíkatých hnojív v borovicových lesoch (BIRD et al., 2000).

V zmysle predošlých zdrojov vidíme, že na Slovensku prebieha v poslednom desaťročí veľmi intenzívny výskum thysanopterocenóz, ktorý si dal za úlohu sledovať ich bioindikálny potenciál pri detekcii zmien a destabilizačných procesov v podmienkach lesných ekosystémoch ako dôsledok disturbancie a stresových faktorov vyplývajúcich z ľudskej činnosti. Môžeme tak konštatovať, že európska škola stojí v popredí v snahe využívať strapky ako bioindikátory, či už na úrovni druhovej alebo cenózy. Slovensko nestojí v úzadí.

Thysanopterocenózy lesných ekosystémov vykazujú špecifickú druhovú štruktúru, ktorá je výsledkom viacerých faktorov. Druhy so širokou ekologickou potenciou sa prelínajú, resp. sa dopĺňajú s druhmi stenopotentnými a stenotopnými, ktoré sa vyznačujú preferenciou k určitému typu ekologických podmienok. Táto preferencia môže odrážať výskyt hostiteľskej rastliny ale aj špecifické faktory prostredia (napr. teplota, vlhkosť, ale aj mieru antropického impaktu).

Silvikolné Thysanoptera a strapky viazané na lesné prostredie tvoria 33 % z celkovej diverzity strapiek (180 druhov) vyskytujúcich sa Slovensku. K nim patria najmä arborikolné elementy, medzi ktoré zaraďujeme kortickolné, foliikolné a florikolné arborikoly. Ani v lesných ekosystémoch nechýbajú graminikolné a florikolné druhy bylinného podrastu, ktoré sa však vyznačujú vyššou diverzitou v otvorených stanovištiach.

Silvikolné strapky sa v rámci lesného ekosystému nachádzajú v rôznych strátach a vytvárajú charakteristické synúzie. Do akej miery tieto spoločenstvá odrážajú jednotlivé faktory prostredia a vplyv antropogénnej činnosti je predmetom tejto práce. V zmysle hlavnej témy tejto práce pozorovať bioindikačný potenciál stratocenóz a synúzií strapiek je potrebné na tomto mieste objasniť terminológiu najdôležitejších pojmov.

Korticikolné thysanopterocenózy tvoria živočíchy, ktoré sa v rôznej miere viažu na prostredie kôry stromu. Definícia samotného pojmu nie je doposiaľ jednotná. Korticikolnosť v mojej práci chápem in sensu lato, pričom sem zahŕňam druhy migrujúce po kôre smerom do koruny stromu alebo opačným smerom k pôde. V tomto prostredí prebieha aj ontogenéza niektorých druhov, iné tu hľadajú potravu alebo prečkávajú tu nepriaznivé podmienky v procese hibernácie a aestivácie. Nachádzame tu aj druhy, ktoré sa dostali do pascí rôznym spôsobom, pričom ich ekologické nároky ich zaraďujú do iných kategórií. U týchto druhov nemôžeme pojem korticikolnosti chápať in sensu stricto (graminikoly, florikoly).

V práci boli pozorované aj spoločenstvá pôdných strapiek. Podľa miesta výskytu edafickej fauny rozoznávam epigeické a hypogeické Thysanoptera. *Epigeické spoločenstvá* sa vyskytujú na povrchu pôdy a v hrabanke. Boli sledované pomocou metódy preosievania. Naopak *hypogeické* elementy boli odchyťované pomocou kvadrátovej metódy. Samozrejme podobne ako u korticikolných strapiek sú pojmy chápané in sensu lato a mohli sa tu vyskytnúť aj druhy s odlišnými ekologickými preferenciami.

Napokon je potrebné definovať aj aeroplanktonickú faunu, ktorá zahŕňa strapky v zmysle drobných organizmov vznášajúcich a tvoriacich súčasť aeroplanktónu. Morfológia ich krídel im neumožňuje prekonávať výrazné vzdialenosti pomocou aktívneho letu a tak sa stávajú často súčasťou pasívne sa šíriacich živočíchov. Samotné pasce zachytili aj strapky ktoré sa tam dostali aktívnym pohybom, ktoré boli tiež zahrnuté do týchto spoločenstiev. Pasívne mechanizmy pohybu sú u strapiek veľmi dobre vyvinuté a dokážu sa za pomoci veterných prúdov presúvať na veľké vzdialenosti (desiatky kilometrov) a aj do veľkých výšok (1500 m. n m).

Základnou tézou predkladaného spisu je náčrt bioindikačného potenciálu stratocenóz Thysanoptera v detekcii disturbancie, antropického impaktu a mechanizmov ekologickej stability v prostredí lesného ekologického systému. Práca prináša poznatky z oblasti environmentálnej

ekológie v zmysle štúdia bioindikácie spoločenstiev v dôsledku antropogénnej činnosti v podmienkach panónskych dúbav Martinského lesa. Základné ciele tvoria:

1. Analýza štruktúry a diverzity spoločenstiev Thysanoptera v rámci viacerých sledovaných stratocenóz a merocenóz (aeroplanktonické, korticikolné a geobiontné) lesného ekosystému, s osobitným zreteľom na ich špecifický bioindikačný potenciál.
2. Syntéza parciálnych dát do komplexného, integrovaného a komplementárneho bioindikačného potenciálu lesnej taxocenózy Thysanoptera.
3. Návrh nových špecifických kategórií bioindikátorov z hľadiska šírky a komplexnosti ich indikačného potenciálu.

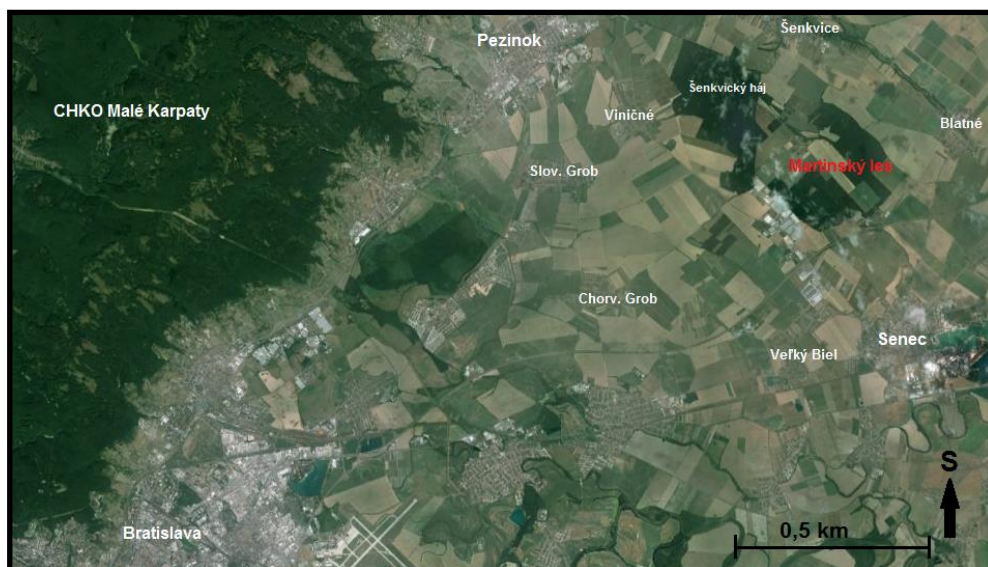
Geoekologická charakteristika sledovaného územia

Sledované územie Martinský les (obrázok 2) sa nachádza v okrese mesta Senec na juhozápade Slovenska. Rozprestiera sa uprostred katastrov viacerých obcí. Zo severnej strany leží obec Šenkvice, z východnej strany Blatné, na juhu mesto Senec. Zo severo-západnej strany susedí so Šenkvicým hájom. V bezprostrednej blízkosti sa nachádza osada Svätý Martin.

Rozloha Martinského lesa sa v súčasnosti pohybuje okolo 445,6 ha, pričom v roku 1747 to bolo až 1540 ha. Takmer na štvrtinu pôvodnej rozlohy bol Martinský les zredukovaný najmä vplyvom ľudskej činnosti. Miera antropického impaktu v priebehu storočí dosiahla výrazných rozmerov a pôvodný les sa do súčasnosti zachoval len v podobe niekoľkých menších fragmentov (RUŽIČKOVÁ, 2003).

Podľa jednotnej trigonometrickej katastrálnej siete (JTSK) sa Martinský les rozprestiera v rozmedzí od 48°15' do 48°18' severnej zemepisnej šírky a od 17°21' do 17°24' východnej zemepisnej dĺžky. Podľa Bpv. (Baltský výškový systém po vyrovnaní) územie leží v rozmedzí 135 – 185 m n. m. V rámci Databanky fauny Slovenska sa územie nachádza vo štvorci 7770a.

Obrázok 2: Mapa sledovaného územia (zdroj: Google Earth)



Sledované územie je súčasťou terciérnej neogénnej sedimentárnej panvy. Geologické podložie zahŕňa najmä sivé a pestré íly, prachy, štrky, slojky lignitu, sladkovodné vápence a polohy tufitov (BIELY et al., 2002). Kvartérny pokryv tvoria eolické sedimenty, ku ktorým patria spraše a piesčité spraše, vápnité sprašovité a nevápnité sprašové hliny (MAGLAY et PRISTAŠ, 2002). Základné typy hornín predstavujú ílovce a pieskovce (MARSINA et LEXA, 2002).

Študovaná oblasť počas histórie vznikala najmä vplyvom eróznno-denudačných procesov. Martinský les a jeho okolie tvorí súčasť Trnavskej tabule, ktorú charakterizuje rovinný, mierne až stredne zvlnený reliéf nížinných pahorkatín. Územie pozostáva z mierne diferencovaných negatívnych morfoštruktúr Panónskej panvy bez agradácie. K vybraným druhom reliéfu patria úvalinové doliny a úvaliny nížinných pahorkatín (MAZÚR et al., 1982). V súčasnosti sú pre túto oblasť významné najmä eolické reliéfovotvorné procesy.

Martinský les spadá do teplej klimatickej oblasti, ktorú charakterizuje teplá a suchá klíma s nedostatkom zrážok. Vyznačuje sa miernymi zimami s priemernými teplotami v januári vyššími ako -3°C . Rok má priemerne 50 až viac letných dní (s denným maximom teploty vzduchu viac ako 25°C) (LAPIN et al., 2002).

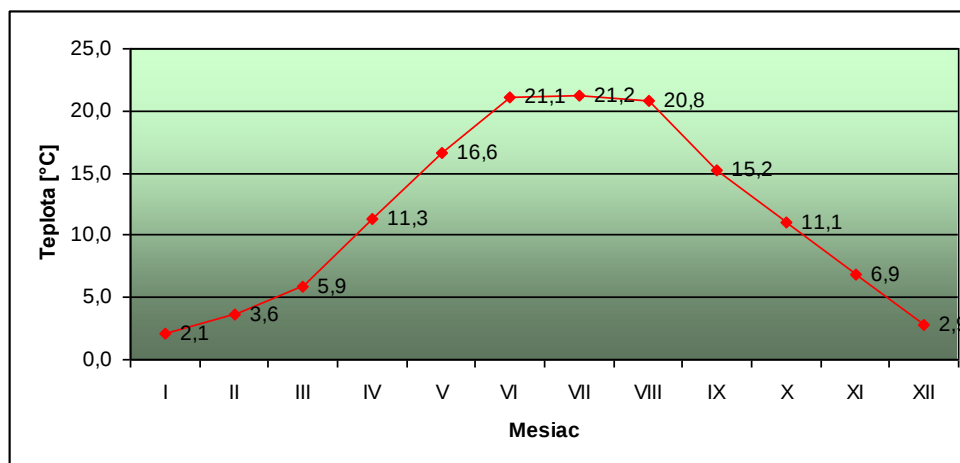
Priemerná ročná teplota vzduchu sledovaného územia z rokov 1961-1990 je $9,7^{\circ}\text{C}$ (SHMÚ, 2006). Januárové teploty sa pohybujú na úrovni od -2 až viac $^{\circ}\text{C}$ a v júli v rozmedzí od 19 do 20°C (ŠŤASTNÝ et al., 2002a, 2002b). V sledovanom roku 2008 (obrázok 3) stúpala priemerná mesačná teplota od januára po júl. Najchladnejší mesiac v tomto roku predstavoval január s priemernou teplotou $2,1^{\circ}\text{C}$. Mesiace jún, júl a august sa vyznačovali podobnými priemernými hodnotami teplôt, ktoré sa pohybovali od $20,8$ do $21,2$ (SHMÚ, 2009).

Martinský les s dlhodobým priemerným úhrnom atmosferických zrážok 499 mm (SHMÚ, 2006) patrí k najsuchším klimatickým podoblastiam v rámci slovenského územia. V januári sa

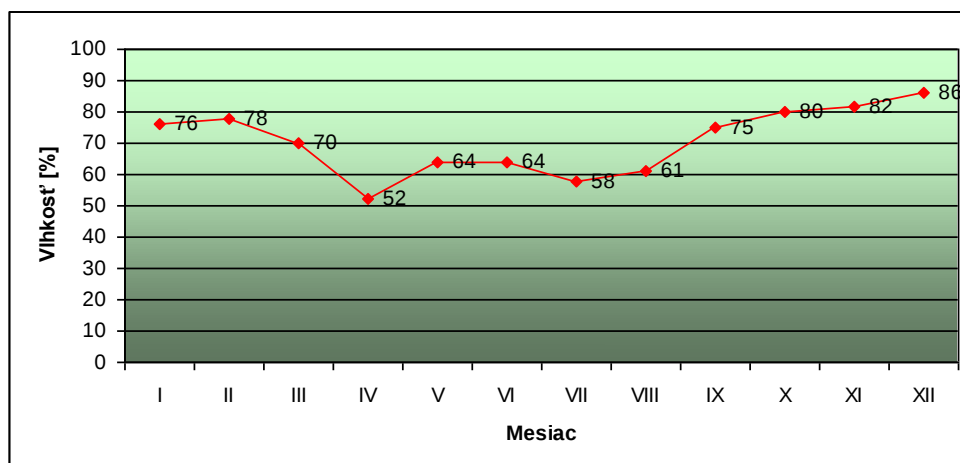
hodnoty úhrnu zrážok pohybujú okolo 30 až 40 mm a v júli do 60 mm (FAŠKO et ŠŤASTNÝ, 2002). V roku 2008 to predstavovalo zhruba 531,5 mm (obrázok 4), pričom júl sa vyznačoval najvyššou mesačnou hodnotou (102,7mm). V iných mesiacoch hodnoty zrážok vykazovali výrazne nižšie čísla v intervale od 17,1 mm do 65,9 mm (SHMÚ, 2009).

Priemerná ročná relatívna vlhkosť vzduchu sa pohybovala na úrovni 75%. Rok 2008 (obrázok 5) sa vyznačoval hodnotami v intervale od 65 % po 84 % s priemerom zhruba 73 % (SHMÚ, 2009).

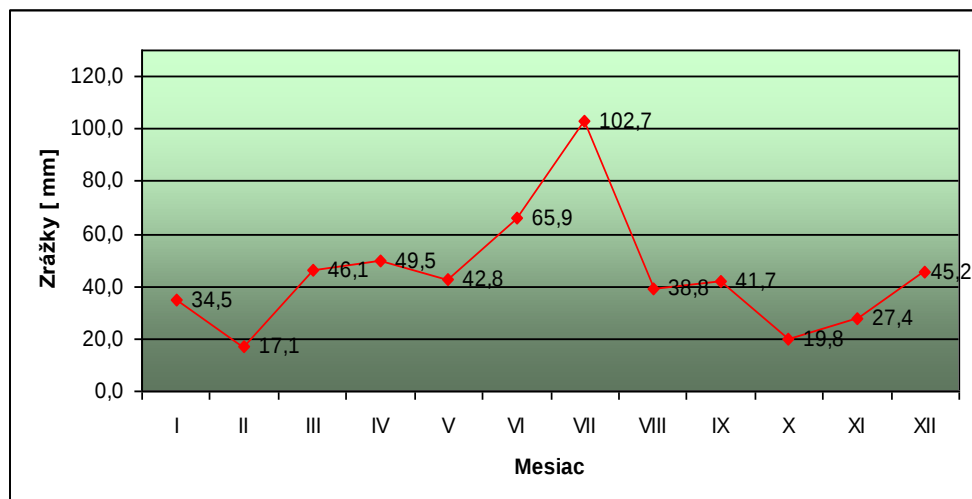
Obrázok 3: Priemerná mesačná teplota vzduchu [°C] za rok 2008 (SHMÚ, 2009).



Obrázok 4: Celkový mesačný úhrn atmosferických zrážok [mm] za rok 2008 (SHMÚ, 2009).



Obrázok 5: Priemerná mesačná relatívna vlhkosť vzduchu [%] za rok 2008 (SHMÚ, 2009).



Okolie mesta Senec môžeme z hľadiska pôdných podmienok charakterizovať ako miesto s bohatým výskytom veľmi úrodných pôd. Pôdne pomery Martinského lesa opísala LABUDOVÁ (2000). Prevládajúci pôdny typ na tomto území predstavuje hnedozem modálna HMm. Modálnosť znamená absenciu ďalších podpovrchových diagnostických horizontov alebo ich náznakov okrem iluviálneho luvického Bt horizontu. HMm patrí do skupiny ilimerických pôd, s figurujúcim procesom ilimerizácie. Pri ilimerizácii dochádza ku translokácii, k posunu koloidného ílu a niektorých voľných seskvioxidov a rôzneho podielu organického materiálu v pôdnom profile. Toto prebieha v podmienkach priesakového alebo sezónne priesakového typu vodného režimu (KOLEKTÍV, 2000). Hnedozem sa vyznačuje typickým trojhorizontovým A-B-C profilom. Pôdotvorný substrát tvoria spraše, sprašové hliny a neogénne sedimenty. Pôvodne na nich rástli lesy s hustým trávovým porastom. Výrubom lesov sa postupne hnedozeme skultúrňovali a stávali sa poľnohospodárskymi pôdami (BIELEK, 2004). Vykazujú značnú hĺbku profilu, stredný obsah vody, kockovitú štruktúru a kyprú konzistenciu. Vyznačujú sa stredným obsahom humusu (BEDRNA 1984). O výskyte hnedozeme v tomto regióne informuje i BALKOVIČ (2004).

Pôda v Martinskom lese sa líši od okolitej poľnohospodárskej pôdy hrúbkou humusového horizontu (menšia 18cm), je obohatená o nadložný horizont opadanky, humusový A horizont sa vyznačuje čiastočnou prímесou z B_{1t} horizontu a taktiež B_{1t} horizont obsahuje vyšší prímес organickej hmoty z A horizontu (LABUDOVÁ, 2000)

Chemické vlastnosti naznačujú zvýšenie acidifikácie, sorpčný komplex humusového horizontu je slabo nasýtený, pričom smerom k C horizontu stúpa. Obsah uhličitanov sa nachádza len v C horizonte. Podľa fyzikálnych vlastností môžeme pôdu označiť za stredne ťažkú. Pôsobením procesu ilimerizácie dochádza k posunu ílovej frakcie z povrchového horizontu do prechodného a luvického horizontu (LABUDOVÁ, 2000).

Podľa fyto geograficko-vegetačného členenia leží Martinský les v dubovej zóne na Trnavskej pahorkatine v podokrese Trnavská tabuľa (PLESNÍK, 2002). FUTÁK (1982) fyto geograficky vyčleňuje územie do oblasti Panónskej flóry (Pannonicum), do obvodu eupanónskej xerothermnej flóry (Eupannonicum) a podokresu Podunajská nížina.

Z hľadiska potenciálnej prirodzenej vegetácie zahrnuli MICHÁLKO et al. (1986) sledované územie do vegetačného zväzu xerothermofilných ponticko-panónskych dubových lesov (zv. *Aceri-Quercion* Zolyómi et. Jakucs 1957). Potenciálna prirodzená vegetácia predstavuje vegetáciu vyvinutú za súčasných klimatických, edafických a hydrologických podmienok, bez zásahu človeka. Dochádzalo by v rámci nej ku vzniku lesných rastlinných spoločenstiev s funkciou stabilných autoregulačných systémov (ŠMIHELOVÁ, 2000). MAGLOCKÝ (2002) zaradil Martinský les na mape Potenciálnej prirodzenej vegetácie Slovenska do vegetačnej jednotky dubových lesov s javorom tatárskym a dubom plstnatých zv. *Aceri tatarici-Quercion pubescentis-roboris*.

Táto vegetačná jednotka sa vyskytuje na sprašiach pahorkatín a nížin, s teplou a suchou klímou, s malým sklonom, v podmienkach černozeľného vývoja pôd. Vegetáciu tvoria aj *Quercus robur*, *Q. cerris*, *Q. virgiliana*, *Acer campestre*, *Ulmus minor*, *Prunus spinosa*, *Rosa sp.*, *Ligustrum vulgare*, *Dactylis glomerata*, *Dictamnus albus*, *Lithospermum purpureocaerulea*, *Inula pannonicus* atď. (ŠMIHELOVÁ, 2000).

Martinský les vďaka svojej druhovej stavbe patrí do asociácie *Aceri tatarici-Quercetum* Zolyómi 1957. Pozoruhodné je najmä druhové bohatstvo dubov. Vyskytujú sa tu *Quercus virgiliana*, *Q. robur*, *Q. frainetto*, *Q. cerris*, *Q. petraea agg.*, ale i ďalšie napr. *Q. pedunculiflora* a *Q. pubescens*. Okrem dubov ku charakteristickým a dominantným druhom patria aj *Acer campestre*, *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Dictamnus albus*, *Ulmus minor*, *Cornus mas*, *Melica uniflora*, a *Ligustrum vulgare*. Výskyt charakteristického druhu *Acer tataricum* nebol v posledných rokoch potvrdený. V synúzii bylín prevládajú: *Lathyrus niger*, *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum odoratum*, *Melitis melisophyllum*, *Viola suavis*, *V. mirabilis*, *V. hirta*, *Phlomis tuberosa*, *Pyrethrum corymbosum*, *Rosa gallica*, *Convallaria majalis*, *Brachypodium pinnatum*, *Fragaria moschata* a *Betonica officinalis* (RUŽIČKOVÁ, 2003).

Tridsať percent flóry Martinského lesa je synantropná (ČERNUŠÁKOVÁ et KRÁĽOVÁ, 1999). Autorky poukazujú najmä na druhy *Ailanthus altissima*, *Amaranthus retroflexus*, *Conyza canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Convolvulus arvensis*, *Equisetum arvense* a ďalšie, ktoré môžu výrazne pozmeniť floristické zloženie lesa.

V rámci fauny sledovaného územia vyšlo v blízkej minulosti podrobné súborné dielo zamerané na prírodu Martinského lesa, kde svoje dlhoročné výsledky prezentoval široký kolektív autorov (FEDOR et VIDLIČKA, 2012). Komplexný prehľad tejto publikácie oboznamuje čitateľa s prítomnosťou viacerých častých alebo menej hojných druhov. Okrem tejto súbornej práce s

referenciami na celý rad ďalších relevantných publikácií (napr. MAJZLAN, 2007, STRAKA et MAJZLAN, 2008) sú pre účely tejto štúdie dôležité najmä diela s dôrazom na Thysanoptera.

V tomto zmysle, bioindikačný potenciál geobiontných spoločenstiev strapiek pri detekcii ekologickej stability pahorkatinných dúbav sledovali DORIČOVÁ (2011) a DORIČOVÁ et FEDOR (2013). Zaujímavé výsledky dotýkajúce sa indikačného potenciálu taxocenóz ponúkajú aj viaceré práce o korticikolných thysanopterocenózach (DUBOVSKÝ et al., 2010, DUBOVSKÝ, 2013, MASAROVIČ, 2009). Predmetom štúdia sa stali napokon aj aeroplanktonické synúzie strapiek Martinského lesa (FEDOR et al., 2012, HAMMERSTEINOVÁ, 2009). Nechýbajú ani štúdie faunistického charakteru (DORIČOVÁ et KUCHARCZYK, 2012, MASAROVIČ et al., 2012, FEDOR et al., 2012) a opis viacerých prvonálezov pre faunu Slovenska z tejto oblasti (DORIČOVÁ et FEDOR, 2012, MASAROVIČ et al., 2009, 2011).

Vymedzenie študijných plôch

Počas výskumu boli v rámci Martinského lesa vymedzené štyri študijné lokality LS1, LS2, MK1 a MK2 (obrázok 6, 7). Prvé dve predstavovali lesné spoločenstvá s dlhodobším vývojom bez výraznej antropogénnej záťaže. Naopak plochy MK1 a MK2 tvorili monokultúrne mladé porasty prebiehajúcim lesníckym manažmentom.

Lokalita 1 (pracovný názov LS1 – „starý les č. 1“) (obrázok 6, 7, 8)

Geografické súradnice: 48°16'17.92" S, 17°22'11.20" V

Nadmorská výška: 170 m n.m.

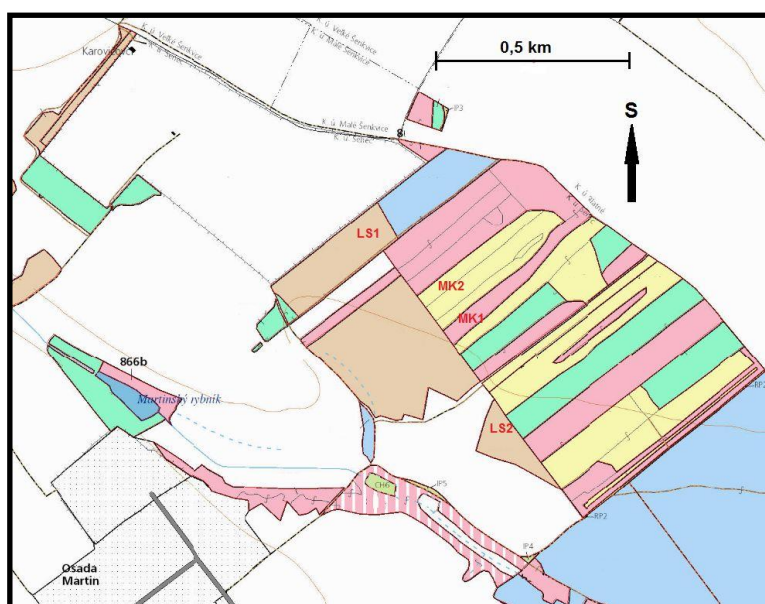
Rozloha: 3,65 ha

Lokalita číslo 1 predstavuje poloprirodný dubový les (*Aceri tatarici – Quercetum*) (obrázok 8) s vekom pohybujúcim sa okolo 100 rokov. Prítomnú fytocenózu tvoria predovšetkým dva druhy drevín: *Quercus cerris* (75%) a *Quercus petraea* (25%), popretkávanými rôznovekými krovinami, z ktorých dominuje najmä baza *Sambucus nigra*. Pokryvnosť stromovej E3 etáže tohto starého lesa dosahuje 80 %, krovinnej E2 etáže asi 75% a bylinnej 85 %. Zakmenenie porastu sa pohybuje okolo 0,62. Stromy prítomné na tejto ploche majú výrazne popukanú a brázditú borku a vzdialené sú od seba asi 3 – 4 metre. Priemerný obvod kmeňa stromov s aplikovanými pascami bol 132,6 cm. Hrabanka vykazuje hrúbku 8 cm, pod ktorou sa nachádza kyprá vrstva humusu. V rámci manažmentových opatrení tu prebieha zalesňovanie a rub. Vzdialenosť lokality od najbližšej agrokultúry bola približne 90 m.

Obrázok 6: Sledované plochy (zdroj: Google Earth). MK1, MK2 – monokultúra, LS1, LS2 – dlhoveké lesné porasty.



Obrázok 7: Porastová mapa s vyznačenými sledovanými plochami (zdroj: Google Earth). MK1, MK2 – mladé monokultúrne porasty, LS1, LS2 – dlhoveké lesné porasty.



Lokalita 2 (pracovný názov LS2 – „starý les č. 2“) (obrázok 6, 7, 9)

Geografické súradnice: 48°16'01.98" S, 17°22'29.24" V

Nadmorská výška: 158 m n.m.

Rozloha: 1,57 ha

Táto lokalita predstavuje približne 90 ročný poloprirodný les (*Aceri tatarici* - *Quercetum*) so zastúpením dvoch druhov drevín (*Quercus cerris* - 93%, *Quercus petraea* 3 %) s výškou porastu 20 - 21 m a hrúbkou drevín 33 - 34 cm. Vzdialenosť medzi jednotlivými stromami sa pohybuje okolo 2 m. Stromy s aplikovanými pascami majú stredne popukanú borku. Priemerný obvod kmeňa stromov

s aplikovanými fotoeklektormi predstavuje 106 cm. Zatiaenie (pokryvnosť) E3 etáže 95 %, E2 – 50 % a E1 – 65 % a zakmenenie 0,85. V podrašte sa nachádzajú rôznoveké kroviny (najmä *Acer campestre*) a trávy. V rámci manažmentových opatrení bolo akceptované prirodzené zmladzovanie. Podobne ako v predchádzajúcom poraste tu prebieha rub a zalesňovanie. Hrabanka sa vyznačuje hrúbkou 6 cm. Vzdialenosť lokality od najbližšej agrokultúry bola približne 70 m.

Obrázok 8: Študijná plocha LS1 (FOTO: MASAROVIC 2009)



Lokalita 3 pracovný názov „MK1“ monokultúra č. 1 (obrázok 6, 7, 10)

Geografické súradnice: 48°16'11.66" S, 17°22'24.51" V

Nadmorská výška: 164 m n.m.

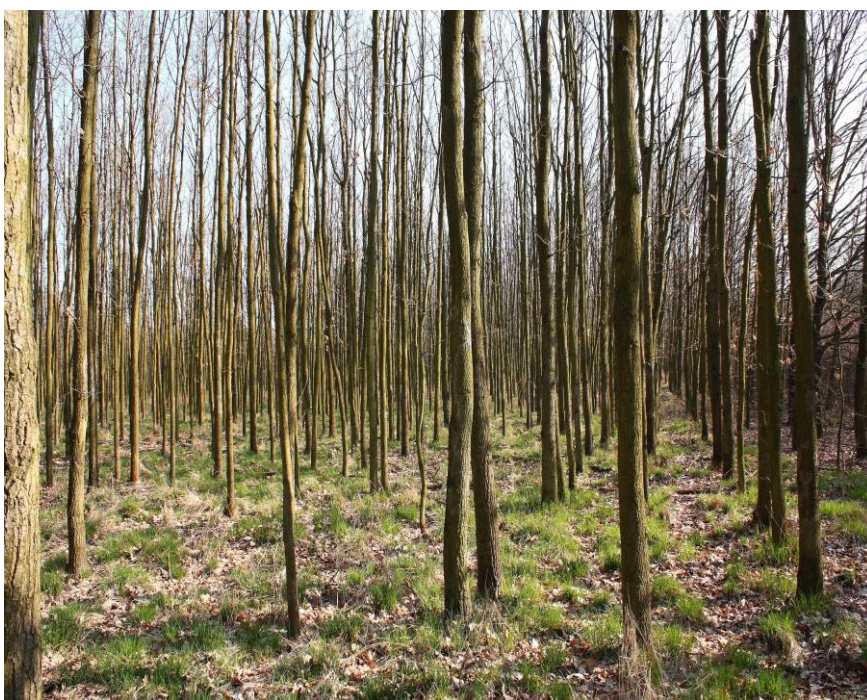
Rozloha: 5 ha

Plocha MK1 je charakteristická monokultúrnym usporiadaním drevín, ktoré sa vyznačujú približne 1 m rozstupmi. Hlavné zastúpenie má dub zimný (*Quercus petraea*, 70%) a dub cerový (*Quercus cerris*, 10%) a nepôvodný agát biely (*Robinia pseudoacacia*, 20%), ktorý sa vyskytuje veľmi nepravidelne. *Quercus cerris* a *Robinia pseudoacacia* sú výsledkom prirodzenej obnovy. Vek porastu sa pohybuje okolo 15 rokov a výška dosahuje 14 m. Kôra stromov má hladkú a slabo brázditú štruktúru. Priemerný obvod kmeňa stromov s inštalovanými fotoeklektormi sa pohybuje okolo 48,5 cm. Pokryvnosť stromovej etáže dosahuje 70 %, bylinnej (E1) 85 % a v dôsledku manažmentu krovinná (E2) etáž vykazuje 0 % zatienenia. Plocha sa počas vegetačnej sezóny vyznačuje výraznou presvetlenosťou. Podrast tvoria najmä trávy rodu *Melica*. V rámci manažmentových opatrení prebieha prebierka v 2 polovici platného LHP (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Najbližšia agrokultúra je vzdialená až 170 m. Hrúbka hrabanky sa pohybuje okolo 1 – 2 cm, pravdepodobne v dôsledku nízkeho veku drevín.

Obrázok 9: Študijná plocha LS2 (FOTO: MASAROVICH 2009)



Obrázok 10: Študijná plocha MK1 (FOTO: MASAROVICH, 2009)



Lokalita 4 (pracovný názov „MK2“ monokultúra č.2) (obrázok 6, 7, 11)

Geografické súradnice: 48°16'13.87" S, 17°22'20.07" V

Nadmorská výška: 166 m n.m.

Rozloha: 7,45 ha

Predstavuje monokultúrny porast so zastúpením *Quercus petraea* (80%), *Robinia pseudoacacia* (10%) a *Quercus cerris* (10%) s pravidelným usporiadaním asi 1 m od seba. Veková štruktúra sa pohybuje okolo 10 rokov, priemerný obvod stromov s aplikovanými pascami predstavuje 64 cm, výška porastu dosahuje asi 10 metrov. Kôra stromov je hladká, iba slabo popukaná. Pokryvnosť stromovej etáže bola 90 %, krovinnej 0% a bylinnej 5 %. V E1 etáži nedominujú trávky, prevláda odkrytá hrabanka, ktorá nie je príliš bohatá, jej hrúbka dosahuje asi 1 cm. Agrocenóza sa nachádzala približne v 240 m vzdialenosti. V rámci antropickej činnosti je tu plánovaná skupinová prerezávka.

Obrázok 11: Študijná plocha MK2 (FOTO: MASAROVÍČ 2009)



Materiál a metódy

Odchyt entomologického materiálu

V rámci predkladanej práce sme získali strapky z obdobia 2 vegetačných sezón rokov 2007 a 2008. Pri výskume boli použité štyri základné metódy odchyty bezstavovcov: stromové fotoeklektory, preosievanie, metóda pôdnych štvorcov a vzdušné fotoeklektory. Odber materiálu prebiehal približne v 2 až 3 týždňovom intervale.

Na odchyt korticikolných Thysanoptera boli využité stromové (kmeňové) fotoeklektory (obrázok 12), ktoré pracujú na princípe pozitívnej fototaxie a negatívneho geotropizmu hmyzu (MAJZLAN et FEDOR, 2003a). Pasce pozostávali z čiernych látkových lievikov prilepených na PVC tubu s priemerom 5 cm, na ktorú bola pripevnená zberná nádoba. Pasce boli nainštalované na

kmene stromov do výšky jedného, dvoch, troch a štyroch metrov. Spodná časť lievika bola pripevnená o kmeň a vzniknuté diery popukanej borky boli zatmelované. Horná časť fotoeklektora a zberná nádoba bola uchytná pomocou drôtu okolo obvodu kmeňa (MOEED et MEADS, 1983, DUBOVSKÝ et MASAROVÍČ, 2007, MAJER et al., 2003). Celkovo bolo aplikovaných v každom roku 12 stromových fotoeklektorov, 4 na každej študijnej ploche. Zberná nádoba bola naplnená konzervačným médiom (FRIDEX G 48 READY – 30 °C).

Pomocou preosievania bola odchytená epigeická zložka thysanopterofauny, ktorá sa nachádzala na povrchu pôdy a v opadnutom listí. Preosievadlo pozostáva z dvoch pevných rámov s rukoväťami a dvoch plátených vakov. Spodný rám obsahuje mriežku s rôznou hustotou ôk, pomocou ktorých sa vyselektujú živočíchy s odlišnou veľkosťou. Vrchný vak, ktorý spája obidva rámy, sa využíva na umiestnenie preosievaného substrátu. Spodnú časť pod dolným rámom tvorí zberný vak, kde sa zachytáva presev s jedincami s menšími rozmermi ako je veľkosť mriežky na ráme. Presevy boli vložené do plátených vreciek, aby sa predišlo úmrtnosti strapiek v zaparených PVC vreckách (LEWIS, 1973). Vzorky boli následne vložené do Tulgrénových extraktorov. Zdroj tepla a svetla predstavovali 40W žiarovky umiestnené v hornej časti aparátu.

Hypogeické strapky boli získané pomocou metódy pôdnych štvorcov. Odoberatý bol štvorcový výsek pôdy s obsahom $1/16 \text{ m}^2$ s hranou štvorca dĺžkou 25 cm do hĺbky 5 cm (KRUMPÁL, 1981, NOVÁK, 1969, STAŠIOV, 2001, TUF, 2002).

Na získanie aeroplanktonických Thysanoptera boli použité vzdušné fotoeklektory. Vzdušný fotoeklektor (obrázok 13) predstavuje typ stromovej náletovej pasce (MAJZLAN et FEDOR, 2003b) fungujúci na princípe pozitívnej fototaxie hmyzu (SKUHRÁVÝ et al., 1989). Zariadenie bolo pripevnené na lano prehodené cez konár pre lepšiu manipuláciu pri výbere materiálu. Konštrukciu vzdušného fotoeklektora tvorili hliníkové trubky, čierna nárazová plocha a dva biele zberače, ktoré boli vybavené zbernou nádobou s konzervačnou tekutinou (FRIDEX G 48 READY – 30 °C).

Obrázok 12: Stromový fotoeklektor (Foto: R. Masarovič, 2011)



Obrázok 13: Vzdušný fotoeklektor (Foto: I. Hammersteinová, 2008)



Práca v laboratóriu

Po odbere študijného materiálu (obrázok 12) nasledovalo triedenie, konzervácia a preparácia Thysanoptera v podmienkach ex situ (SIERKA et FEDOR, 2004a):

1.*Triedenie*: Odobratý materiál bol vytriedený a zaradený do jednotlivých systematických skupín.

2.*Konzervovanie materiálu*: Získaný materiál bol vložený do eppendorfovej skúmavky naplnenej konzervačným médiom. Na tieto účely sa využíva roztok AGA, ktorý pozostáva z desiatich častí 60% etylalkoholu jednej časti glycerínu a jednej časti ľadovej kyseliny octovej.

3.*Macerácia*: Patrí k nevyhnutným súčasťam pri tvorbe dlhodobých preparátov Thysanoptera. Pri macerácii roztok KOH pôsobí na vnútorné štruktúry, rozpúšťa ich a uľahčí tak determináciu na báze chétotaxie. Jedince z každého zberu vložené do skúmaviek s 10% roztokom KOH boli zahrievané pri teplote 70°C po dobu 5 až 10 minút. Nasledoval proces eventrácie vnútorných štruktúr Thysanoptera.

4.*Dehydratácia*: Pri dehydratácii sa premiestnia vzorky z KOH do zmesi AAA (20ml ľadovej kyseliny octovej, 50ml 95% etanolu a 45ml vody), v ktorej zostanú minimálne po dobu 30 minút. V rámci alkoholovej rady prechádza materiál ďalej cez 60% (5 min.), 96% (1 – 2 min.) až čistý alkohol (1 min.). Krátko pred samotnou preparáciou sa vložia jedince do Eugenolu (klinčekový olej) na 30 minút.

5.*Tvorba mikroskopických preparátov*: Na čisté mikroskopické podložné sklíčko sa kvapne kanadský balzám a pomocou jemnej ihly bola vzorka premiestnená na médium. Pod lupou bol jedinec uložený do správnej polohy a pomaly prikrytý krycím mikroskopickým sklíčkom. Vzniknutý preparát bol označený lokalizačným štítkom.

Vypreparované strapky boli determinované na základe determinačných kľúčov viacerých autorov (PELIKÁN, 1957, ZUR STRASSEN, 2003, SIERKA et FEDOR, 2004a, PRIESNER, 1964, SCHLIEPHAKE et KLIMT, 1979).

Nomenklatúra taxónov bola uvedená na základe prác FEDORA et al. (2012) a MOUNDA (2005).

Štatistické analýzy

Štruktúra zaznamenaných spoločenstiev strapiek bola hodnotená na základe niekoľkých kvantitatívnych a kvalitatívnych znakov. Z kvantitatívnych atribútov cenóz bola vypočítaná dominanciu a zo štrukturálnych diverzitu a ekvitabilitu. (LOSOS et al., 1984, BEGON et al., 1997, 2006).

Pomocou dominancie bolo stanovené percentuálne zloženie thysanopterocenóz. Dominancia patrí k relatívnym kvantitatívnym atribútom každého spoločenstva a poukazuje na zastúpenie druhových populácií v rámci kvantitatívnej štruktúry celej zoocenózy (LOSOS et al., 1984):

$$D = n_i \cdot 100\% / S,$$

kde n_i predstavuje početnosť jedincov určitého druhu i a S celkový počet jedincov zoocenózy.

Na základe spomenutého vzťahu rozlišujeme druhy: eudominantné ($D > 10 \%$), dominantné ($D = 5 - 10 \%$), subdominantné ($D = 2 - < 5\%$), recedentné ($D = 1 - < 2 \%$), subrecedentné ($D < 1 \%$).

Diverzita spoločenstva bola vyhodnotená na základe Shannon-Wienerovho indexu diverzity (H_{SW}) (SPELLERBERG et FEDOR, 2003).

$$H_{SW} = - \sum P_i \ln P_i ,$$

P_i vyjadruje dominanciu druhu i v zoocenóze.

Pomocou Shannon-Wienerovho indexu bola určená ekvitabilita (vyrovnanosť) spoločenstva (E_{SW}), na základe vzťahu PIELOU (1966) upraveného v zmysle BEGONA et al. (2006):

$$E_{SW} = H_{SW} / \ln S,$$

kde H_{SW} vyjadruje Shannon-Wienerov index diverzity a S predstavuje celkový počet druhov v cenóze.

Matematické výpočty a grafické vykresľovanie vzťahov medzi jednotlivými druhmi v spoločenstvách a atribútmi prostredia boli vykonané v prostredí voľne šíriteľného štatistického programu R software (2008). Sledované spoločenstvá boli hodnotené na základe troch premenných:

1. Synekologické atribúty Thysanoptera:

- diverzita podľa Shannon – Wienerovho indexu
- ekvitabilita na základe Shannon – Wienerovho indexu

2. Environmentálne premenné prostredia:

- antropický impakt

Ľudská činnosť v podmienkach teplomilných pahorkatinných dúbav bola hodnotená na základe stupňa antropického impaktu. Ten bol stanovený pomocou tzv. negatívnych bodov udávaných na základe 4 rôznych atribútov biotopu. Každá lokalita mohla získať maximálne 4 body, ktoré poukazujú na ovplyvnenie človekom (THIENEMANN, 1918, 1920, ELTON, 1958, MAY, 1972, JONSEL et NORDLANDER, 2002, DORIČOVÁ, 2011). K spomínaným charakteristikám biotopu patrili (DORIČOVÁ, 2011):

1. *absencia práchna* (práchno môže indikovať vyzretý lesný ekosystém, kde neprebíha aktívny zásah do jeho procesov v zmysle antropického impaktu, okrem prebierok)
2. *prezencia nepôvodných drevín* (narušenie pôvodnosti biotopu napríklad prítomnosťou nepôvodného druhu *Robinia pseudoacacia*),
3. *jednotná veková štruktúra drevín* (monokultúrny charakter porastu, resp. plochy taktiež naznačuje prítomnosť antropického impaktu)

4. výsadba a prítomnosť vyššieho percenta jedného druhu drevín

Pri interpretovaní výsledkov bola splnená podmienka štatistickej signifikantnosti, pričom p hodnota musela byť nižšia alebo rovná ako zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Na vyhodnotenie sledovaných ekologických vzťahov bola aplikovaná najmä štatistická metóda nemetrického multidimenzionálneho škálovania NMDS. Jej prednosťou je nájdenie ľudskému oku ťažko obsiahnuteľných zmysluplných skrytých dimenzií, ktoré dokážu popísať zistené podobnosti (rozdielnosti) medzi sledovanými štatistickými jednotkami. Výsledkom býva multidimenzionálna mapa umožňujúca porovnanie pozícií sledovaných objektov. Interpretácia prebieha pomocou preloženia vektora ekologickej alebo environmentálnej premennej, ktorý je vykreslený pomocou šípky a určuje smerovanie gradientu. Interpretácia za pomoci tejto funkcie „envfit“ si však vyžaduje lineárnu závislosť. Pri nelineárnej závislosti je interpretácia výrazne spresnená pomocou funkcie ordsurf, ktorá pracuje už s 3D povrchom (vrstevnice) (RIMARČÍK, 2007, OKSANEN, 2011). Do konečných analýz vstupovali hodnoty početnosti jednotlivých druhov strapiek spolu s hodnotami indexu diverzity a ekvitability a antropického impaktu.

Do konečných analýz vstupovali hodnoty početnosti druhov strapiek v rámci odberov spolu s hodnotami ekologických a environmentálnych premenných charakteristických pre jednotlivé sledované plochy. Do analýz boli vnášané druhy s početnosťou vyššou ako 3 jedince. Získané multidimenzionálne mapy poukázali na základné preferencie jednotlivých druhov vo vzťahu ku sledovaným faktorom vyjadrujúcim zmeny vplyvom antropogénnej záťaže. Analyzované boli tri základné premenné: antropický impakt, diverzita a ekvitabilita v zmysle Shannon – Wienerovho indexu. Ich štatistická signifikantnosť sa líšila v závislosti od pozorovanej synúzie strapiek (korticikolné a epigeické thysanopterocenózy). Hypogeické a aeroplanktónne spoločenstvá do analýz NMDS nevstupovali z dôvodu nízkej abundancie jednotlivých druhov strapiek. Študijné plochy predstavovali kategoriálnu premennú, ktoré boli znázornené v rámci ordinačných diagramov v podobe centroidov.

Výsledky

Thysanoptera ako súčasť korticikolných synúzií

V rámci korticikolnej synúzie (tabuľka 1) strapiek bolo v priebehu roka 2008 odchytených 669 jedincov Thysanoptera, ktoré boli determinované do 27 druhov. Druhy *Thrips minutissimus* (135 jedincov, 20,18 %), *Thrips tabaci* (119 jed., 17,79 %), *Mycterothrips albidicornis* (92 jed., 13,75 %), *Haplothrips subtilissimus* (83 jed., 12,41 %) a *Limothrips cerealium* (62 jed., 9,72 %) sa vyznačovali najvyššou početnosťou a dominanciou z pomedzi všetkých zaznamenaných druhov.

Monokultúrne plochy vykazovali vyššiu početnosť odchytených strapiek. Na stanovišti MK1 bolo získaných 160 jedincov a na MK2 až 228 exemplárov Thysanoptera. Najvyššie druhové bohatstvo bolo zaznamenané na ploche MK1 (21 druhov). Zvyšné lokality MK2 (16 dr.), LS1 (16 dr.) a LS2 (14 dr.) sa vyznačovali podobným zastúpením druhov. Mladé monokultúrne plochy MK1 a MK2 v porovnaní s dlhovekými lesnými porastmi LS1 a LS2 charakterizovali najmä druhy *Thrips tabaci*, *Frankliniella intonsa* a *Stenothrips graminum*. Taxóny *Thrips minutissimus*, *Mycterothrips albidicornis* a *Limothrips cerealium* sa javia byť eurytopné v podmienkach dubových lesov, pričom sa vyznačujú vysokými hodnotami početnosti a dominancie v rámci väčšiny plôch. Druh *Haplothrips subtilissimus* preferoval najmä dlhoveké lesné spoločenstvá LS1 a LS2 s nižším stupňom antropogénnej činnosti.

Druhové bohatstvo patrí skôr k popisným nástrojom pri ekologickom výskume thysanopterocenóz a „nevšíma“ si veľmi dôležitý aspekt jeho kvantitatívnej štruktúry. V dôsledku toho sme sa vo svojom výskume zamerali aj na sledovanie druhovej diverzity, ktorá nám bližšie naznačí rovnomernosť zastúpenia jednotlivých druhov v pozorovanom ekosystéme a zohľadní aj vzácnosť a náhodný výskyt niektorých taxónov. V tomto zmysle do analýz NMDS vstupovali Shannon-Wienerov index diverzity a z neho vychádzajúca a vyhodnotená ekvitabilita (vyrovnanosť spoločenstva). V rámci korticikolného spoločenstva bola zachovaná štatistická významnosť na úrovni funkcie Ordsurf u antropického impaktu ($p\text{-value} = 0,000876$) a ekvitability ($p\text{-value} = 9.8e-05$). Funkcia Envfit nevykazovala štatistickú významnosť, preto interpretácia ordinačných diagramov prebiehala na základe rozmiestnenia druhov pomocou vrstevníc, resp. funkcie Ordsurf.

Nasledujúci ordinačný diagram vyjadruje vzťah medzi mierou antropického impaktu a výskytom korticikolných druhov Thysanoptera (obrázok 14). Interpretácia v rámci multidimenzionálnej mapy je výrazne spresnená pomocou vrstevníc funkcie ordsurf. Pozitívnu koreláciu ku rôznej miere antropogénnej disturbancie vykazuje zoskupenie taxónov *Thrips tabaci* a *Frankliniella intonsa*. Oba druhy sa vyskytovali vo zvýšenej početnosti na monokultúrnych plochách MK1 a MK2, pričom bežne obývajú lokality s nižšou mierou ekologickej stability a patria medzi škodce poľnohospodárskych plodín. K antropicky ovplyvneným stanovištiam inklinovali aj druhy *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum*. V rámci ordinačného diagramu sa nenachádzajú v blízkosti iných strapiek. Patria ku graminikolným elementom, ktoré preferujú agrokultúry a travinnobylinné spoločenstvá s mezofilnou povahou.

Tabuľka 1: Početnosť a dominancia korticikolných Thysanoptera (imága) v rámci jednotlivých študijných plôch

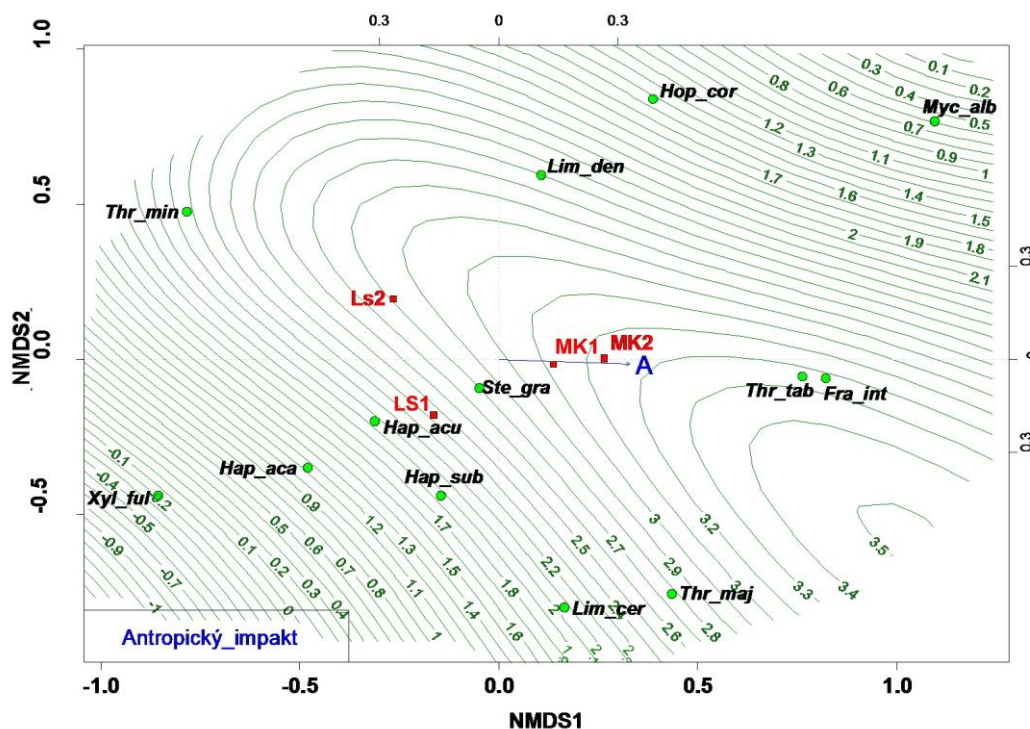
	Početnosť					Dominancia				
	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ
<i>Aeolothrips intermedius</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Dendrothrips ornatus</i>	0	1	0	0	1	0,00	0,44	0,00	0,00	0,15
<i>Frankliniella intonsa</i>	6	7	0	1	14	3,75	3,07	0,00	0,66	2,09
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	1	1	0	2	0,00	0,44	0,77	0,00	0,30
<i>Limothrips cerealium</i>	28	7	17	13	65	17,50	3,07	13,08	8,61	9,72
<i>Limothrips denticornis</i>	1	5	0	1	7	0,63	2,19	0,00	0,66	1,05
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	4	29	15	44	92	2,50	12,72	11,54	29,14	13,75
<i>Mycterothrips consociatus</i>	1	1	0	0	2	0,63	0,44	0,00	0,00	0,30
<i>Odontothrips confusus</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Odontothrips loti</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Oxythrips priesneri</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Stenothrips graminum</i>	9	32	3	2	46	5,63	14,04	2,31	1,32	6,88
<i>Thrips calcaratus</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	0,77	0,00	0,15
<i>Thrips major</i>	1	19	19	5	44	0,63	8,33	14,62	3,31	6,58
<i>Thrips minutissimus</i>	52	21	26	36	135	32,50	9,21	20,00	23,84	20,18
<i>Thrips tabaci</i>	23	87	4	5	119	14,38	38,16	3,08	3,31	17,79
<i>Sericothrips bicornis</i>	0	0	0	1	1	0,00	0,00	0,00	0,66	0,15
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Cryptothrips nigripes</i>	1	0	1	0	2	0,63	0,00	0,77	0,00	0,30
<i>Haplothrips acanthoscelis</i>	3	2	3	7	15	1,88	0,88	2,31	4,64	2,24
<i>Haplothrips aculeatus</i>	9	4	1	4	18	5,63	1,75	0,77	2,65	2,69
<i>Haplothrips subtilissimus</i>	11	9	33	30	83	6,88	3,95	25,38	19,87	12,41
<i>Hoplothrips corticis</i>	2	1	1	1	5	1,25	0,44	0,77	0,66	0,75
<i>Hoplothrips semicaecus</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	0,77	0,00	0,15
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	0,77	0,00	0,15
<i>Megathrips nobilis</i>	1	0	0	0	1	0,63	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	3	2	3	1	9	1,88	0,88	2,31	0,66	1,35
Počet jedincov	160	228	130	151	669					
Druhové bohatstvo	21	16	16	14	27					

Eudominantný druh (D > 10 %)	Dominantný druh (D = 5 - 10 %)	Subdominantný druh (D = 2 - <5%)	Recedentný druh (D = 1 - <2 %)	Subrecedentný druh (D<1 %)
------------------------------	--------------------------------	----------------------------------	--------------------------------	----------------------------

Naopak so stupňom antropického impaktu negatívne korelovali taxóny *Xylaplothrips fuliginosus*, *Hoplothrips corticis* a *Mycterothrips albidicornis*. Prvé dva z nich predstavujú mycetofágne druhy a v podmienkach dubových lesov by mohli obľubovať málo ovplyvnené porasty s dostatkom potravy základne v podobe drevokazných húb. Naopak druh *Mycterothrips albidicornis* vykazuje výrazne vyššiu abundanciu a patrí k bežným druhom dubových lesov. Analýzy naznačujú, že inklinuje predovšetkým k porastom s nižším stupňom manažmentových opatrení. V rámci multidimenzionálnej mapy sa tieto druhy nevyskytovali pospolu a netvorili

spoločné zoskupenia. Pravdepodobne v dôsledku nejakých skrytých faktorov, ktoré nie je možné v tejto chvíli charakterizovať.

Obrázok 14: Ordinačný diagram znázorňujúci vzťah medzi výskytom korticikolných druhov Thysanoptera a antropickým impaktom

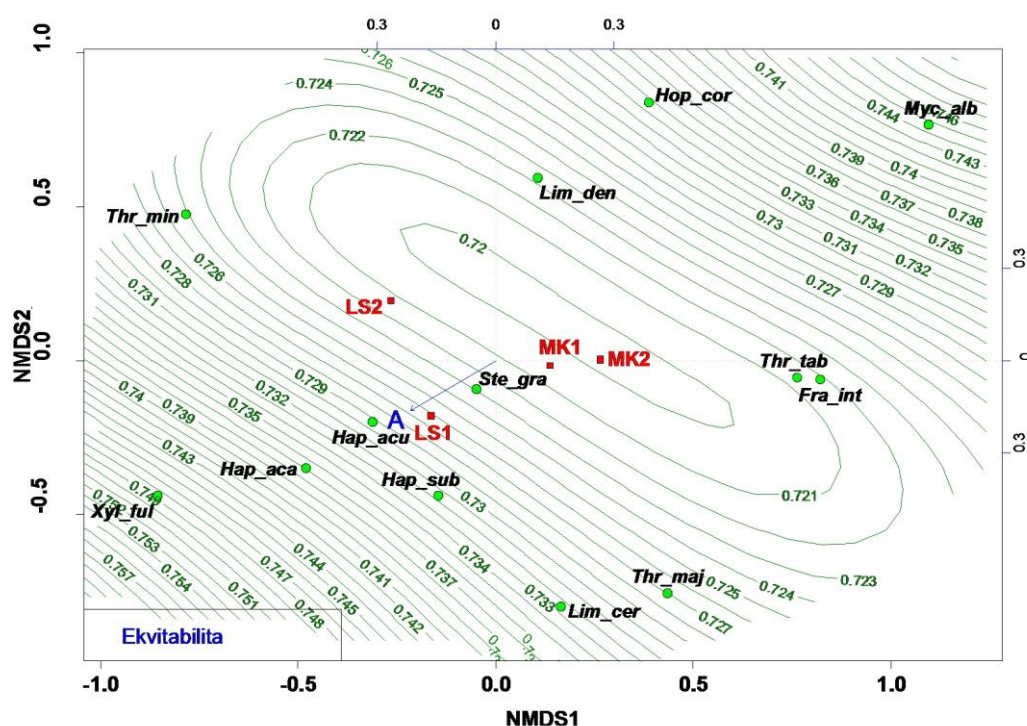


Legenda: Fra_int – *Frankliniella intonsa*, Hap_aca – *Haplothrips acanthoscelis*, Hap_acu – *Haplothrips aculeatus*, Hap_sub – *Haplothrips subtilissimus*, Hop_cor – *Hoplothrips corticis*, Lim_cer – *Limothrips cerealium*, Lim_den – *Limothrips denticornis*, Myc_alb – *Mycterothrips albidicornis*, Thr_maj – *Thrips major*, Thr_min – *Thrips minutissimus*, Thr_tab – *Thrips tabaci*, Ste_gra – *Stenothrips graminum*, Xyl_ful – *Xylaplothrips fuliginosus*, LS1, LS2, MK1, MK2, - vid' str. (25-30), NMDS1, NMDS2 – ordinačné osi

V rámci ordinačného diagramu pozorujeme aj skupiny druhov, ktoré nevykazujú bližšiu preferenciu k určitej zo spomínaných ekologických podmienok. Medzi ne patria najmä taxóny *Thrips minutissimus*, *Thrips major*, *Limothrips cerealium*, *Haplothrips subtilissimus* a *Haplothrips aculeatus*. Prvý z nich predstavuje typický druh strapky nachádzajúci sa v podmienkach dubových lesov a vyvíjajúci sa v pôde, pričom v dospelosti migruje do korún stromov *Quercus* sp., ktorý patrí k jeho živným drevinám. V rámci multidimenzionálnej mapy sa vyskytuje osamotene, čo môže súvisieť z jeho dominantnou povahou na všetkých študijných plochách a eurytopným charakterom v rámci všetkých porastov. Intoleranciu ku rôznej miere antropického impaktu vykazovali aj skupina taxónov *Haplothrips subtilissimus* a *Haplothrips aculeatus* a zoskupenie druhov *Limothrips cerealium* a *Thrips major*. *Haplothrips subtilissimus* predstavuje arborikolný korticikolný a foliikolný druh, ktorý patrí medzi typických predstaviteľov dubových lesov. Inklinuje skôr

k starším zatieneným porastom s nižším stupňom ľudskej činnosti. Výrazne sa nevyhýba ani monokultúrnym porastom. Zvyšné tri taxóny sa vyznačujú širokou ekologickou valenciou a pravdepodobne sa sem šíria a migrujú z okolitých monokultúr. Navyše *Thrips major* patrí k mezofilným strapkám vyhľadávajúcim zatienenie a vlhkosť. Každopádne pre všetky tieto druhy platí, že ich potenciál v indikácii antropogénneho impaktu stále nie je objasnený a potrebný by bol ďalší dôkladnejší výskum. Táto interpretácia sa pohybuje skôr v rovine hypotéz a potrebná by bola aj hlbšia diskusia.

Obrázok 15: Ordinačný diagram znázorňujúci vzťah medzi výskytom korticikolných druhov Thysanoptera a ekvitabilitou podľa Shannona



Legenda: *Fra_int* – *Frankliniella intonsa*, *Hap_aca* – *Haplothrips acanthoscelis*, *Hap_acu* – *Haplothrips aculeatus*, *Hap_sub* – *Haplothrips subtilissimus*, *Hop_cor* – *Hoplothrips corticis*, *Lim_cer* – *Limothrips cerealium*, *Lim_den* – *Limothrips denticornis*, *Myc_alb* – *Mycterothrips albidicornis*, *Thr_maj* – *Thrips major*, *Thr_min* – *Thrips minutissimus*, *Thr_tab* – *Thrips tabaci*, *Ste_gra* – *Stenothrips graminum*, *Xyl_ful* – *Xylaplothrips fuliginosus*, LS1, LS2, MK1, MK2, - vid' str. (25-30), NMDS1, NMDS2 – ordinačné osi

Napriek relatívne vysokým a podobným hodnotám indexov diverzity a ekvitability v rámci jednotlivých študijných plôch (MK1, MK2, LS1, LS2) analýza NMDS vyčlenila zoskupenia taxónov s tendenciou indikovať vyššiu mieru ekvitability a diverzity pozorovaných spoločenstiev. Nasledujúci ordinačný diagram (obrázok 15) vyjadruje vzťah medzi výskytom korticikolných druhov Thysanoptera a vyrovnanosťou (resp. ekvitabilitou) v podmienkach xerothermných dúbových

lesov pahorkatinnej nížiny. Interpretácia výsledkov analýzy a samotnej multidimenzionálnej mapy prebieha pomocou vrstevníc vykreslených na základe funkcie ordsurf. Na ordinačnom diagrame uprostred rozpoznávame „jamu“, na dne ktorej sa nachádzajú spoločenstvá s nižšou mierou ekvitability, ktorá smerom hore do svahu stúpa.

V tomto zmysle formácia druhov *Thrips tabaci* a *Frankliniella intonsa* a taxóny *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum* inklinujú v podmienkach dubových lesov k spoločenstvám s nižšou mierou ekvitability. Tento údaj korešponduje s ich tendenciou obsadzovať antropogénne ovplyvnené spoločenstvá s nižšou mierou stability.

Naopak taxóny *Mycterothrips albidicornis*, *Xylaplothrips fuliginosus* a *Hoplothrips corticis* preferujú vyrovnané lesné porasty s malým stupňom ľudskej činnosti. Na plochách s vyššími hodnotami ekvitability sa k nim často pridávajú aj druhy *Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus* a *Limothrips cerealium*.

Thysanoptera ako súčasť epigeických synúzií

V rámci epigeického spoločenstva (tabuľka 2) strapiek bolo v priebehu roka 2008 odchytených 252 jedincov Thysanoptera, ktoré sme determinovali do 11 druhov. Taxóny *Thrips minutissimus* (99 jedincov, 39,29 %), *Haplothrips subtilissimus* (58 jed., 23,02 %), *Megathrips lativentris* (49 jed., 19, 44 %) a *Aptinothrips rufus* (23 jed., 9, 13 %) sa vyznačovali najvyššou početnosťou a dominanciou z pomedzi všetkých zaznamenaných druhov. Prvé tri z nich patria k typickým silvikolným druhom, ktorých celá ontogenéza prebieha v lese. Pravdepodobne sa vyvíjajú v hlbších vrstvách pôdy (*Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus*) alebo v epigee a v hrabanke (*Megathrips lativentris*, *Haplothrips subtilissimus*). Výskyt týchto druhov v rámci epigeickej fauny je tak pochopiteľná. Naopak, *Aptinothrips rufus* predstavuje graminikolný druh obľubujúci trávinnno-bylinné spoločenstvá. V dôsledku toho pravdepodobne pozorujeme jeho zvýšený výskyt v rámci monokultúrnej lokality MK1, ktorá sa vyznačuje slabým zápojom korún stromov, presvetleným podrastom s dominanciou tráv rodu *Melica*.

Tabuľka 2: Početnosť a dominancia epigeických Thysanoptera (imága) v rámci jednotlivých študijných plôch

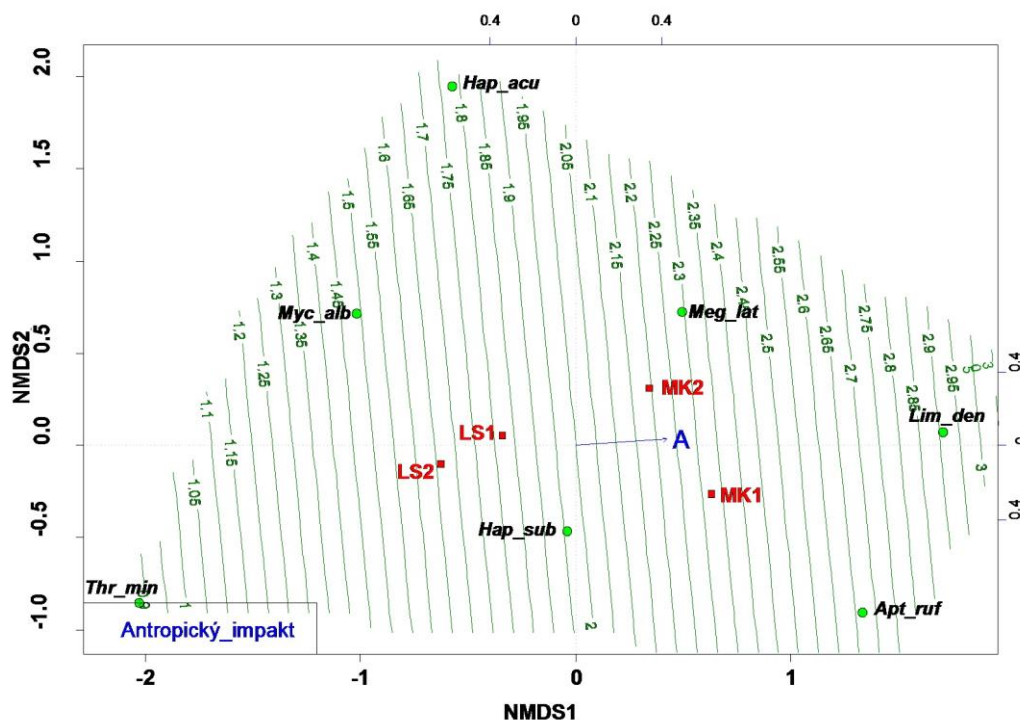
	Početnosť					Dominancia				
	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ
<i>Aptinothrips rufus</i>	21	1	1	0	23	63,64	2,70	0,66	0,00	9,13
<i>Frankliniella intonsa</i>	0	1	0	0	1	0,00	2,70	0,00	0,00	0,40
<i>Limothrips denticornis</i>	7	3	1	0	11	21,21	8,11	0,66	0,00	4,37
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	0	3	1	1	5	0,00	8,11	0,66	3,33	1,98
<i>Thrips major</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	0,66	0,00	0,40
<i>Thrips minutissimus</i>	1	2	91	5	99	3,03	5,41	59,87	16,67	39,29
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	1	2	0	3	0,00	2,70	1,32	0,00	1,19
<i>Haplothrips subtilissimus</i>	4	11	20	23	58	12,12	29,73	13,16	76,67	23,02
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	0,66	0,00	0,40
<i>Megathrips lativentris</i>	0	14	34	1	49	0,00	37,84	22,37	3,33	19,44
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0	1	0	0	1	0,00	2,70	0,00	0,00	0,40
Počet jedincov	33	37	152	30	252					
Druhové bohatstvo	4	9	9	4	11					

Eudominantný druh (D > 10 %)	Dominantný druh (D = 5 - 10 %)	Subdominantný druh (D = 2 - <5%)	Recedentný druh (D = 1 - <2 %)	Subrecedentný druh (D<1 %)
------------------------------	--------------------------------	----------------------------------	--------------------------------	----------------------------

Najvyššou početnosťou odchytených strapiek sa vyznačovala plocha LS1 (152 jedincov, 10 druhov). Študijné lokality LS2 (30 jedincov), MK1 (33 jedincov.) a MK2 (37 jedincov) vykazovali podobné hodnoty abundancie zaznamenaných jedincov strapiek. V rámci epigeickej fauny pozorujeme výrazné rozdiely v zastúpení a hlavne v početnosti a dominancii niektorých druhov na sledovaných plochách. Monokultúrna plocha MK1 je charakteristická najmä prítomnosťou graminikolných druhov *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis*. Naopak, dlhoveký les LS1 bez výraznej ľudskej činnosti preferujú najmä typické silvikolné druhy *Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus* a *Megathrips lativentris*. Z nich *Haplothrips subtilissimus* vo zvýšenej miere inklinoval aj ku dlhovekému porastu LS2. Zaujímavé je pozorovať, že 10 ročné monokultúrne spoločenstvo MK2 sa vyznačuje vysokými hodnotami ekvitability ($E_{sw} = 0,7664$) a rovnomernejším zastúpením viacerých druhov, pričom dominujú najmä *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus*.

Do mnohorozmerných analýz NMDS opäť vstupovali hodnoty antropického impaktu a indexu diverzity a ekvitability. Epigeická thysanopterocenóza bola signifikantne ovplyvnená iba antropickým impaktom aj v rámci funkcie Envfit ($Pr(>r) = 0,040$) aj Ordsurf ($p\text{-value} = 0,0379$). U tejto premennej pozorujeme lineárnu závislosť a výsledky interpretujeme pomocou oboch funkcií. Ďalší ordinačný diagram (obrázok 16) tak znázorňuje vzťah medzi výskytom epigeických strapiek a mierou antropogénnej záťaže.

Obrázok 16: Ordinačný diagram znázorňujúci vzťah medzi výskytom epigeických druhov Thysanoptera a antropickým impaktom



Legenda: *Apt_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Hap_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Hap_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Lim_den* - *Limothrips denticornis*, *Myc_alb* - *Mycterothrips albidicornis*, *Meg_lat* - *Megathrips lativentris*, *Thr_min* - *Thrips minutissimus*, *Thr_tab* - *Thrips tabaci*, LS1, LS2, MK1, MK2, - vid' str. (25-30), NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Z multidimenzionálnej mapy je zjavné, že všetky druhy sú od seba do určitej miery vzdialené a nevytvárajú jasne definované formácie. Môže to súvisieť s nižšími hodnotami početnosti niektorých odchytených druhov, ale aj v dôsledku iných skrytých faktorov. V tomto zmysle druhy *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* inklinujú k plochám ovplyvneným ľudskou činnosťou. *Limothrips denticornis* tak vykazuje podobný bioindikačný potenciál ako v rámci korticikolného spoločenstva. Naopak, druh *Thrips minutissimus* preferoval najmenej pozmenené porasty. V tomto prípade teda zaznamenávame zmenu oproti indikačnému potenciálu tohto taxónu v rámci korticikolnej fauny, kde predstavoval eurypotentný a eurytopný druh v rámci sledovaných premenných. K málo ovplyvneným porastom inklinoval aj *Mycterothrips albidicornis* podobne ako v rámci korticikolných thysanopterocenóz.

V rámci ordinačného diagramu pozorujeme opäť aj skupinu druhov, ktoré nevykazujú bližšiu preferenciu k určitej zo spomínaných ekologických podmienok. Medzi ne patria najmä taxóny *Haplothrips subtilissimus* a *Haplothrips aculeatus*. Aj tento údaj je zhodný s analýzami vytvorenými na základe korticikolného spoločenstva.

Thysanoptera ako súčasť hypogeických synúzií

V rámci hypogeických spoločenstiev (tabuľka 3) bolo zaznamenaných iba 34 jedincov Thysanoptera, ktoré boli determinované do 7 druhov. Znížená abundancia odchytených strapiek je pochopiteľná, pretože hypogeický pôdny priestor nepredstavuje charakteristický merotop pre strapky v štádiu imága. Vyznačuje sa skôr výskytom juvenilov mnohých druhov, ktoré sa v pôde vyvíjajú. V dôsledku nízkej abundancie odchytených strapiek hypogeické a následne aj aeroplanktónne spoločenstvá nevstupovali do mnohorozmerných analýz. Preto sa ich usilujem charakterizovať pomocou hodnôt početnosti a dominancie. Interpretácia môže byť síce výrazne subjektívnejšia, ale niektoré skutočnosti nám už naznačili predošlé analýzy korticikolných a epigeických Thysanoptera.

Eurytopným druhom v rámci dubových lesov je opäť *Thrips minutissimus* (26 jedincov, 76,47 %). Aj v rámci hypogeuonu (podobne ako epigeon) pozorujeme jeho preferenciu starších dlhodobo sa vyvíjajúcich lesných spoločenstiev (predovšetkým LS1). Práve tento taxón predstavuje typický príklad strapky, ktorej ontogenéza prebieha v pôde a dospelé štádiá sa z pôdy šíria do okolia najmä na kôru a koruny stromov, keďže predstavuje foliikolného arborikola na duboch. Jeho vysoká dominancia v rámci edafickej fauny strapiek opäť poukazuje na prirodzený výskyt v rámci dubových lesov. V tomto prostredí nachádza najlepšie podmienky pre vývin, rozmnožovanie a kľúčovým je aj výskyt živných rastlín (*Quercus* sp.). Hodnotiť bioindikačný potenciál zvyšných druhov na základe tak nízkych početností (len 1 a 2 jedince) by bolo veľmi trúfalé a v konečnom dôsledku by nás to len odvádzalo od skutočnosti smerom k subjektívnym výkladom.

Napriek tomu si dovoľím opäť upozorniť na druhy *Limothrips denticornis*, ktorý sa vyskytoval v monokultúrnom ovplyvnenom poraste a *Mycterothrips albidicornis*, vyhľadávajúci staršie dubové lesy (LS1, LS2).

Tabuľka 3: Početnosť a dominancia hypogeických Thysanoptera (imága) v rámci jednotlivých študijných plôch

	Početnosť					Dominancia				
	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ	MK1	MK2	LS1	LS2	Σ
<i>Chirothrips ambulans</i>	0	1	0	0	1	0,00	11,11	0,00	0,00	2,94
<i>Chirothrips manicatus</i>	0	0	0	1	1	0,00	0,00	0,00	14,29	2,94
<i>Limothrips denticornis</i>	0	1	0	0	1	0,00	11,11	0,00	0,00	2,94
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	0	0	1	1	2	0,00	0,00	5,88	14,29	5,88
<i>Thrips minutissimus</i>	1	5	15	5	26	100,00	55,56	88,24	71,43	76,47
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	2	0	0	2	0,00	22,22	0,00	0,00	5,88
<i>Megathrips lativentris</i>	0	0	1	0	1	0,00	0,00	5,88	0,00	2,94
Počet jedincov	1	9	17	7	34					
Druhovú bohatstvo	1	4	3	3	7					

Eudominantný druh (D > 10 %)	Dominantný druh (D = 5 - 10 %)	Subdominantný druh (D = 2 - <5%)	Recedentný druh (D = 1 - <2 %)	Subrecedentný druh (D <1 %)
------------------------------	--------------------------------	----------------------------------	--------------------------------	-----------------------------

Aeroplanktónne stratocenózy

Sledovanie spoločenstva strapiek v aeroplanktóne (tabuľka 4) bolo obmedzené iba na dve plochy dlhovekých lesných lokalít LS1 a LS2 bez výrazného vplyvu antropogénnej záťaže. Opäť pozorujeme najpočetnejší taxón *Thrips minutissimus* (14 jedincov, 32,56 %). Jeho výskyt v aeroplanktóne naznačuje schopnosť migrovať v rámci jednotlivých drevín buď anemochóriou alebo aktívnym transportom, kedy vyhľadáva listy a koruny okolitých stromov. Okrem tohto druhu zaznamenávame významné migranty s okolitých agroocenóz a presvetlených biotopov: *Thrips tabaci*, *Limothrips cerealium*, *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips acanthoscelis*. Tieto druhy sa šíria pravdepodobne do lesného biotopu pri zmene ekologických podmienok alebo v dôsledku zimovania.

Tabuľka 4: Početnosť a dominancia aeroplanktónnych Thysanoptera (imága) v rámci jednotlivých študijných plôch

	Početnosť			Dominancia		
	LS1	LS2	Σ	LS1	LS2	Σ
<i>Frankliniella intonsa</i>	5	1	6	15,63	9,09	13,95
<i>Limothrips cerealium</i>	9	4	13	28,13	36,36	30,23
<i>Thrips minutissimus</i>	11	3	14	34,38	27,27	32,56
<i>Thrips tabaci</i>	3	2	5	9,38	18,18	11,63
<i>Haplothrips acanthoscelis</i>	4	1	5	12,50	9,09	11,63
Počet jedincov	32	11	43			
Druhové bohatstvo	5	5	5			

Eudominantný druh (D > 10 %)	Dominantný druh (D = 5 - 10 %)	Subdominantný druh (D = 2 - <5%)	Recedentný druh (D = 1 - <2 %)	Subrecedentný druh (D<1 %)
---------------------------------	-----------------------------------	-------------------------------------	-----------------------------------	-------------------------------

Exploatéry: generalisti vs. špecialisti

Nosným pojmom predkladaného výskumu sú bioindikátory v kategórii exploatérov, ktorí svojou vlastnou prítomnosťou indikujú zmenené ekologické podmienky vplyvom disturbancie alebo znečistenia sledovaného prostredia. Ich zvýšená abundancia býva dôsledkom narušenia vzájomných medzidruhových väzieb v prostredí, predovšetkým konkurencie. Devastovaním ekologického systému môže dochádzať k zníženiu druhového bohatstva a zmene druhového spektra. Niektoré pôvodné druhy sa vytratia a „uvoľnia“ tým priestorové a potravné ekologické niky v prospech exploatérov. V našom prípade sú exploatérmi aj druhy poukazujúce na prirodzený stav prostredia, ktoré vyhľadávali a obsadzujú merotopy v nenarušených lesných spoločenstvách. Patria k indikátorom ekologickej stability v dôsledku nízkej antropogénnej záťaže v sledovanom ekosystéme.

Zložitosť a vzájomná prepojenosť jednotlivých zložiek lesného ekologického systému vnáša do klasifikácie exploatérov ďalšie otázky. Vertikálna stratifikácia a priestorová heterogenita tohto

systému ponúka množstvo mikrohabitatov pre výskyt širšieho spektra exploatérov. Každá stratocenóza sa vyznačuje odlišným druhovým zložením a preto ponúka aj iné zastúpenie spomínaných bioindikátorov. Treba sa zamyslieť nad univerzálnym postavením exploatéra (jeden druh, spoločenstvo) v rámci celého systému alebo špecifickosťou odlišných indikátorov (druh, cenóz) na iných úrovniach (stratocenóza, merocenóza). Táto problematika predstavuje hlavné vyústenie predkladanej štúdie. V tomto zmysle by sme radi zaviedli dve hlavné kategórie exploatérov: generalistov a špecialistov. Generalisti zahŕňajú druhy, ktoré istý jav indikujú bez ohľadu na stratocenózu, alebo typ použitej metodiky. Vyskytujú sa v rámci celého systému (in sensu lato) a vždy rovnako poukazujú na zmenu sledovaného ekologického alebo environmentálneho faktora. Naopak špecialisti tento jav indikujú len v rámci istej stratocenózy, resp. určitej metódy odchyty entomologického materiálu. V inom prípade nevykazujú signifikanciu k danému faktoru alebo môžu dokonca v rámci inej etáže poukazovať na opačný stav. Modelovým príkladom sa stalo spoločenstvo strapiek pozorované v rámci viacerých vertikálnych etáží v teplomilnej dúbave Martinský les (hypogeické, epigeické, korticikolné a aeroplanktónne). Hľadali sme vhodné indikátory s predikciou antropogénnej záťaže.

Generalisti

Zistená bola prítomnosť dvoch druhov, ktoré by sme mohli zaradiť do prvej zo spomínaných kategórií: *generalistov*. *Limothrips denticornis* inklinuje k antropogénne ovplyvneným monokultúrnym porastom v rámci korticikolného, hypogeického a epigeického spoločenstva Thysanoptera a vyznačuje sa v nich podobným bioindikačným potenciálom. Aeroplanktón monokultúrnych lokalít žiaľ nebol pri výskume sledovaný a tak jeho prezenciu v nich môžeme len predpokladať. S istotou môžeme len konštatovať jeho absenciu v aeroplanktóne starších neovplyvnených lesných porastoch (LS1, LS2). Tento údaj koreluje s jeho preferenciou mladých monokultúr. *Limothrips denticornis* sa vyznačuje dobrou migračnou schopnosťou a pravdepodobne preniká do narušeného prostredia so zmenenými ekologickými podmienkami. Patrí k typickým graminikolným elementom. Zaznamenaný by bol vo väčšom počte pravdepodobne aj pri štúdiu spoločenstiev strapiek bylinnej etáže (napr. pomocou smýkania, pôdných fotoeklektorov, individuálneho zberu), kde by vykazoval podobný bioindikačný potenciál. V tomto zmysle sa javí sa ako vhodný indikátor antropického impaktu a lesného manažmentu v podmienkach teplomilných dubových lesov na Slovensku.

Na opačnom konci spektra sa nachádza *Mycterothrips albidicornis* (obrázok 17), ktorý nezávisle od sledovanej stratocenózy preferuje v podmienkach xerothermných dubových lesov málo pozmenený ekologický systém. Ide o arborikolného foliikolného silvikola, ktorý patrí k typickým predstaviteľom tohto biotopu. Jeho prítomnosť by bola pravdepodobne zaznamenaná aj pri

výskume bylinnej a korunnej etáže. *Mycterothrips albidicornis* zohráva tak úlohu *exploátéra generalistu*, ktorý poukazuje na prirodzené podmienky s vyššou mierou ekologickej stability.

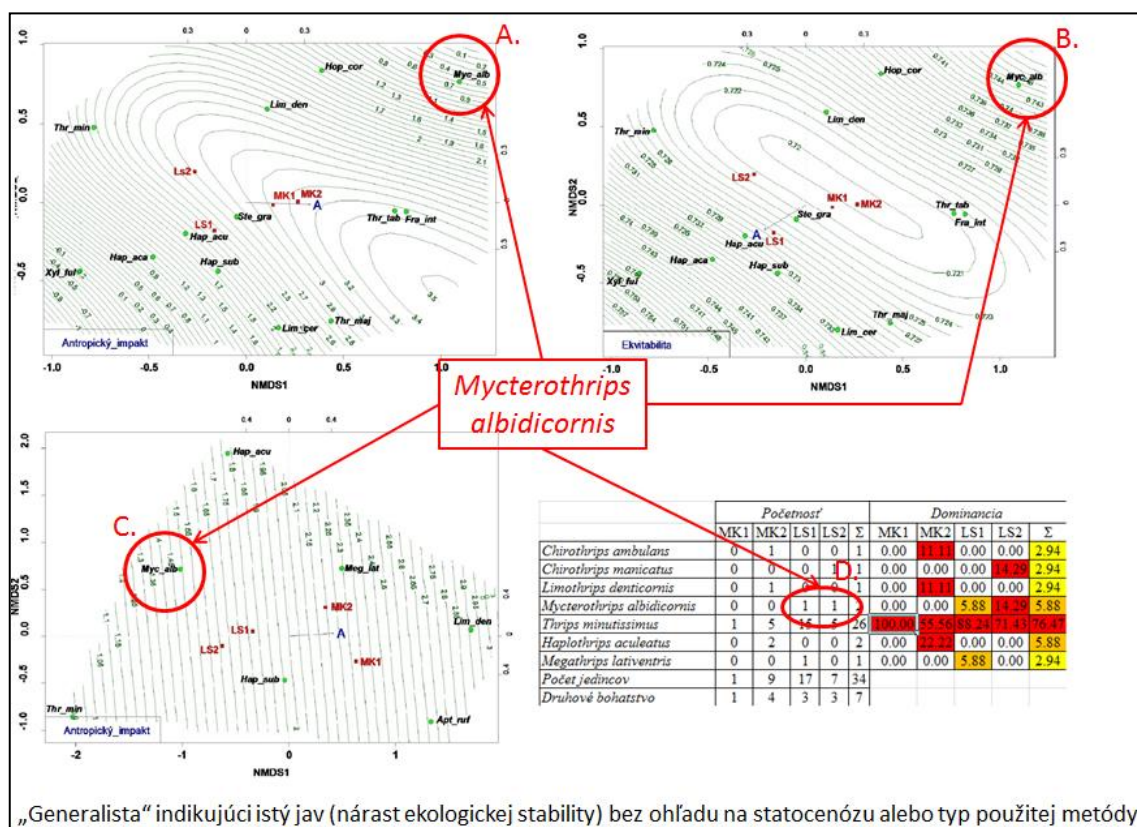
Špecialisti

Táto kategória zahŕňa širšie spektrum druhov, ktoré naznačujú určitú mieru antropického impaktu len v rámci niektorých etáží a k nim prislúchajúcich stratocenóz Thysanoptera. V iných absentujú alebo nevykazujú signifikanciu s pozorovanými ekologickými faktormi. So zvýšením antropogénnej záťaže sú spojené najmä taxóny *Thrips tabaci*, *Frankliniella intonsa*, *Stenothrips graminum* a *Aptinothrips rufus*.

Všetky tieto druhy predstavujú dobrých migrantov a pravdepodobne sa do lesa šíria z okolitého prostredia (agrocenózy). Netvoria prirodzenú súčasť tohto biotopu. Prichádzajú pri zmene ekologických podmienok (napr. v dôsledku disturbancie) a v zimnom období tu hľadajú vhodné mikrohabitaty pre hibernáciu. Prvý z nich *Thrips tabaci* patrí ku kozmopolitným a eurytopným druhom a keby bola zaznamenaná jeho prezencia v pôdnych stratocenózach, bol by určite vhodným kandidátom do kategórie generalistov. Predstavuje eurypotentný druh preferujúci antropogénne ovplyvnené ekologické systémy. K týmto záverom sme prišli už vo viacerých štúdiách v rámci bioindikácie pomocou spoločenstiev strapiek na Slovensku. Predkladaný výskum však naznačil, že musíme byť opatrní pri klasifikácii tohto taxónu. *Thrips tabaci* patrí k florikolným a foliikolným elementom. Určite by sme ho našli aj v podrade pomocou smýkania a pravdepodobne by signifikantne vykazoval preferenciu ovplyvnených lokalít. Vyznačuje sa výbornými mechanizmami šírenia a častokrát obsadzuje novovzniknuté habitaty. Túto tézu potvrdzuje aj jeho prítomnosť v aeroplanktónnych synúziách.

Formáciu s týmto druhom (*Thrips tabaci*) pri indikácii nepriaznivých podmienok v rámci korticikolného spoločenstva tvoril taxón *Frankliniella intonsa*. V epigeickej cenóze vykazuje veľmi nízku početnosť (1 jedinec) a v tomto prípade sa nedá hovoriť o jeho potenciály indikovať stav prítomného biotopu. V tomto zmysle bol zaradený do kategórie *exploátérov špecialistov*. S druhom *Thrips tabaci* zdieľa veľmi podobnú ekologickú charakteristiku. Predstavuje florikolný druh, obľubujúci pozmenené biotopy a agrocenózy s nižšou tendenciou ekologickej stability. Vyznačuje sa dobrou schopnosťou šírenia do nového prostredia. Zaznamenaná bola jeho prezencia aj v rámci aeroplanktónneho spoločenstva strapiek, podobne ako u druhu *Thrips tabaci*. Vyskytoval sa hlavne na kôre a vďaka jeho ekologickým preferenciám je možné očakávať jeho zvýšenú abundanciu v podrade.

Obrázok 17: Indikačný potenciál generalistu *Mycterothrips albidicornis* v detekcii ekologickej stability pahorkatinnej dúbavy



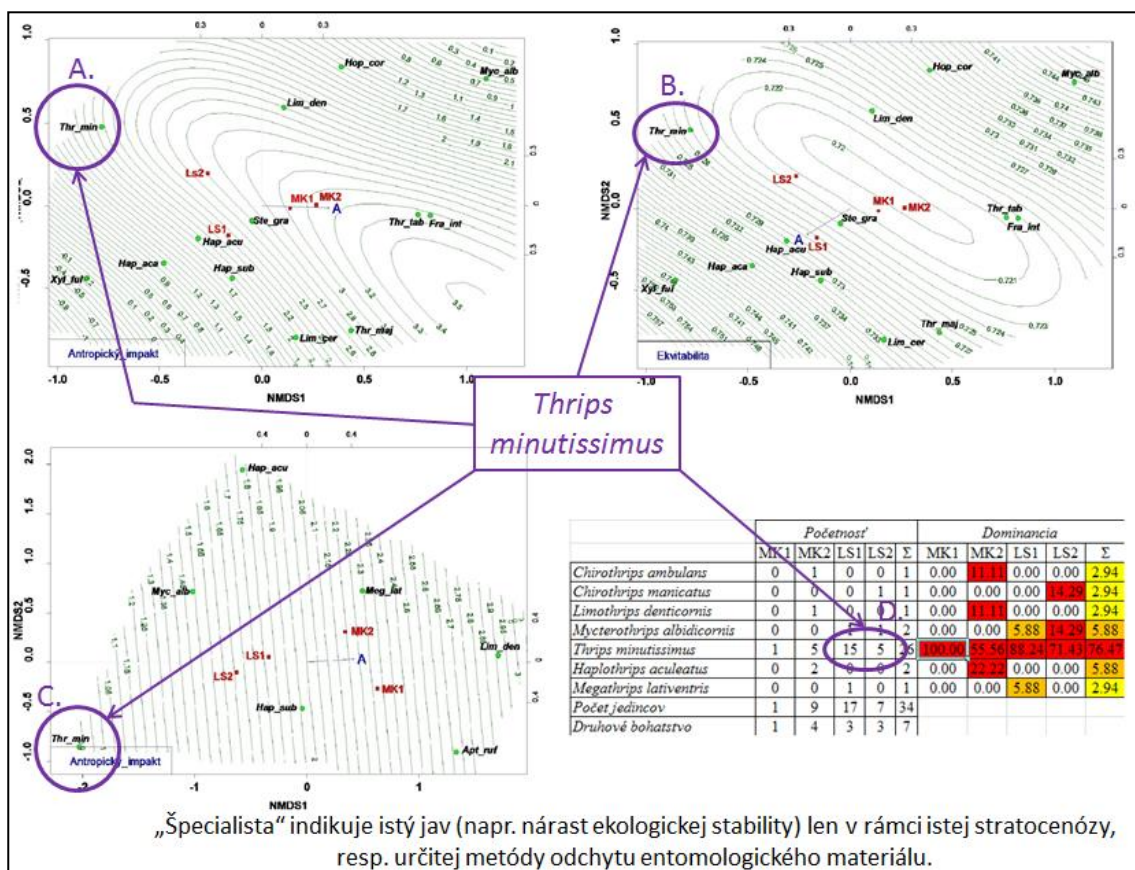
Legenda: A. indikácia antropického impaktu v rámci korticikolného spoločenstva (viď. obrázok 14) B. preferencia druhovo vyrovnaného spoločenstva v rámci korticikolnej cenózy (viď. obr. 15) C. indikácia nízkeho antropického impaktu v rámci epigeickej cenózy (viď. obr. 16) D. preferencia starých človekom málo ovplyvnených lesných porastov LS1 a LS2 v hypogeone (viď. tab. 3).

Na ordinačnom diagrame sa v korticikolnom spoločenstve strapiek osamotene vyskytoval aj *Stenothrips graminum*. Predstavuje graminikolný element, vyhľadávajúci rôzne druhy tráv. Pravdepodobne by bol zaznamenaný aj v podrade, napríklad pomocou smýkania, pôdnych fotoeklektorov alebo individuálnym zberom. Netvoril súčasť pôdnych ani aeroplanktónnych stratocenóz. Zaradený bol medzi špecialistov. Inklinoval k antropicky ovplyvneným stanovištiam. Ako súčasť kôrnej stratocenózy môže poukazovať na zmenu podmienok v lesnom ekologickom systéme.

V epigeickom spoločenstve strapiek poukazoval na antropogénne narušené prostredie dubových lesov už iný druh *Aptinothrips rufus* (+ generalista *Limothrips denticornis*). Patrí k striktným graminikolom. Vysvetľuje to jeho úplnú absenciu na kôre, v hypogeickej časti a v aeroplanktóne. Zvýšenú početnosť tohto taxónu je možné očakávať v bylinnej etáži (s vyšším zastúpením tráv). Preto dominoval v monokultúre MK1, kde podrast tvorili prevažne trávy rodu *Mellica* sp.

Naopak druhy *Thrips minutissimus*, *Xylaplothrips fuliginosus* a *Hoplothrips corticis* indikujú nízky stupeň antropického impaktu v podmienkach dubového lesa. Týmto bioindikačným potenciálom sa vyznačujú len ako súčasť niektorých stratocenóz Thysanoptera.

Obrázok 18: Indikačný potenciál špecialistu *Thrips minutissimus* v detekcii ekologickej stability pahorkatinnej dúbravy.



Legenda: A. indikácia v rámci korticikolného spoločenstva (vid'. obrázok 14) B. vzťah druhu k ekvitabilite korticikolnej cenózy (vid' obr. 15) C. indikácia nízkeho antropického impaktu v rámci epigeickej cenózy (vid' obr. 16) D. preferencia starých človekom málo ovplyvnených lesných porastov LS1 a LS2 v hypogeickej cenóze (vid' tabuľka 3).

Prvý z nich *Thrips minutissimus* predstavuje foliikolného arborikola a typického zástupcu dubových lesov. Kým v rámci pôdnej synúzie strapiek patrí medzi indikátory starších a nepozmenených lesov (spolu s *Mycterothrips albidicornis*), v korticikolnej thysanopterocenóze nevykazuje bližšiu preferenciu k niektorým zo spomínaných ekologických ukazovateľov (obrázok 18). Ako bolo už viackrát spomenuté, vyvíja sa v pôde a možno práve to je kľúčovým vysvetlením týchto preferencií. Je možné, že pre svoj vývin vyhľadáva staršie lesy s nízkym stupňom antropogénnej záťaže bez bližšie špecifikovaných príčin (hrubšia hrabanka, mikroklima pôdy, minimálne narušenie pôdneho krytu, a iné) a po opustení pôdy migruje do korún dubov (živnej

rastliny) nezávisle od vonkajších podmienok. V tomto zmysle predstavuje skôr *exploátéra špecialistu* využiteľného najmä v indikácii pomocou pôdných stratocenóz.

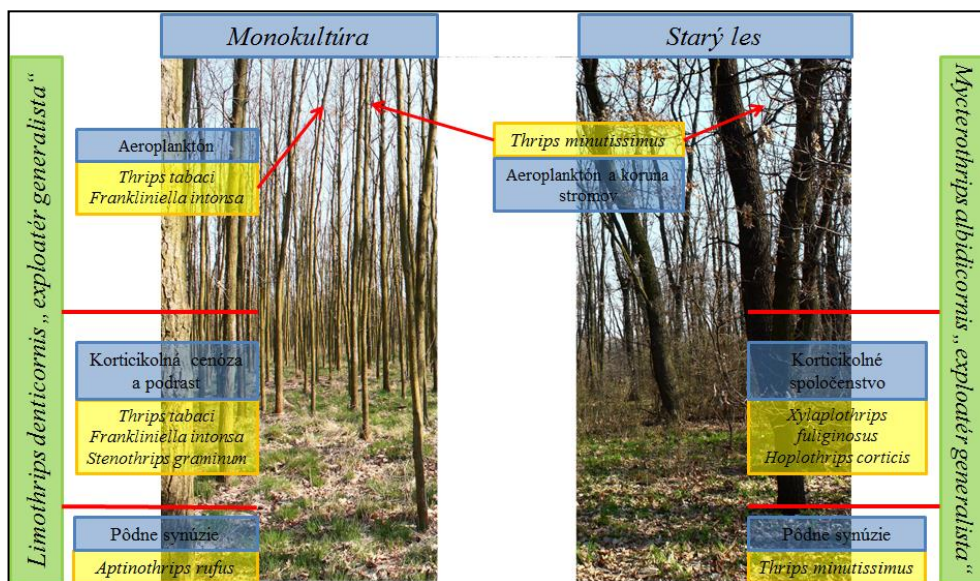
Typických *exploátérov špecialistov* indikujúcich prirodzené prostredie bez výrazných manažmentových opatrení v lesnom ekologickom systéme by mohli reprezentovať mycetofágne druhy strapiek. Ich výskyt je viazaný na špecifické merotopy. Obľubujú predovšetkým povlaky drevokazných húb s dobrým rozvojom mycélií, z ktorých vyciciavajú šťavy. Takéto podmienky ponúkajú najmä staršie lesy s vyšším percentom ponechanej drevnej hmoty, dlhodobo vyvíjajúcej sa hrabanky a starých odumierajúcich stojacich stromov. V rámci korticikolnej stratocenózy strapiek štatisticky signifikatné sa javili byť dva mykofágne taxóny *Xylaplothrips fuliginosus* a *Hoplothrips corticis*. Ich extrémne vymedzenie v rámci ordinačného grafu môže však súvisieť aj s ich nízkou abundanciou, s ktorou vstupovali do analýz. V rámci tabuľky početnosti u nich nepozorujeme výraznú obľúbenosť jednotlivých plôch a práve analýza NMDS mohla v tomto zmysle nájsť niektoré skryté preferencie týchto druhov. Patria k typickým korticikolom a v pôdných spoločenstvách nevykazujú štatistickú významnosť voči niektorým zo sledovaných ekologických faktorov.

Všetky tieto druhy zohrávajú úlohu bioindikátorov *exploátérov špecialistov* v podmienkach dubových lesov. Poukazujú na vplyv ľudskej činnosti v lesných ekosystémoch spojenej s poklesom alebo nárastom ekologickej stability. Pri budúcom štúdiu je potrebné brať ohľad na typ použitej metódy a sledovanú stratocenózu.

Pri zhodnotení bioindikačného potenciálu jednotlivých stratocenóz sa nám naskytá niekoľko zaujímavých skutočností. Zdá sa, že hypogeická a epigeická fauna v porovnaní s tou korticikolnou lepšie odráža pôvodné zastúpenie silvikolných druhov (*Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus*, *Megathrips lativentris*, *Mycterothrips albidicornis*, *Xylaplothrips fuliginosus*). Vypadli z nej napríklad typickí migranti z okolitých agrocenóz a biotopov, ako napríklad *Thrips tabaci*, *Limothrips cerealium* či *Stenothrips graminum*. Absentujú tu aj niektorí predstavitelia mycetofágnych a korticikolných arborikolných elementov, ku ktorým nesporne patria *Hoplothrips corticis*, *Acanthothrips nodicornis*, *Cryptothrips nigripes* a *Dendrothrips ornatus*. Naopak korticikolná thysanopterocenóza zahŕňa najširšie spektrum druhov. Pri zmene ekologických ukazovateľov sa sem šíria druhy strapiek z okolitého prostredia a zdá sa, že v rámci tejto stratocenózy ich ľahšie zaznamenáme. Tieto druhy sú tak schopné odrážať širšie spektrum environmentálnych podmienok.

V tomto zmysle si uvedomujeme dôležitosť systémového prístupu (obrázok 19) štúdia ekosystému zahŕňajúc čo najširšie spektrum stratocenóz a merocenóz, ktoré nám vo svojej kombinácii môžu odkryť a naznačiť niektoré hlbšie skutočnosti.

Obrázok 19: Schéma bioindikačného potenciálu stratocenóz Thysanoptera v indikácii antropického impaktu v podmienkach pahorkatinnej dúbravy Martinského lesa.



Diskusia

Martinský les patrí k významným a vďaka ľudskej činnosti v poslednom desaťročí aj veľmi ohrozeným biotopom na území Slovenska. Ako bolo už vyššie spomenuté, predstavuje jedinečný panónsky dubový les a možno ho považovať za významné refúgium biodiverzity mnohých rastlinných a živočíšnych druhov. Martinský les stále zostáva predmetom štúdia viacerých vedeckých pracovníkov, ktorí sa nechcú zmieriť s výraznými zásahmi ľudskej expanzie v tomto unikátnom prostredí (FEDOR et VIDLIČKA, 2012). Do akej miery môžu spoločenstvá strapiek indikovať a poukazovať na stav a zmeny prítomného ekologického systému, predovšetkým v dôsledku hospodárskych a manažmentových zásahov je hlavnou témou predkladanej práce.

Thysanoptera patria medzi poľnohospodárske a fytopatogénne druhy a v dôsledku toho boli a stále sú najmä predmetom štúdia poľnohospodárov a fytosanitárov. Strapky však zohrávajú významnú úlohu aj v prírodných spoločenstvách. Nie sú prioritne len súčasťou otvorených lúčnych a travinnobylinných fytoocenóz, ale tvoria aj nezanedbateľnú súčasť lesných ekologických systémov. Lesné thysanopterocenózy sa vyznačujú porovnateľným druhovým bohatstvom ako predošle spomenuté spoločenstvá. Samozrejme závisí to aj od charakteru lesného biotopu a typu použitej metódy zberu entomologického materiálu.

V predkladanej práci bolo pomocou všetkých štyroch metód (preosievanie, kvadrátová metóda, stromové a air fotoeklektory) v priebehu jedného roka odchytených 31 druhov strapiek. V priebehu viacerých sezón odchyty entomologického materiálu v dubových porastoch toto číslo narastá. DUBOVSKÝ (2013) v rámci svojej dizertačnej práce v týchto lesoch (*Aceri tatarici* –

Quercetum) zaznamenal počas trojročného obdobia až 40 druhov (1820 jedincov – imága), pričom využil iba stromové foteklektory. K rovnakému číslu dospel aj JENSER (1993), ktorý v dubových porastoch (*Quercus petrea – cerris*) v priebehu 3 rokov zistil prítomnosť 40 druhov (1709 jedincov). Niektoré druhy sa líšili, preto potenciálny počet je ešte vyšší. JENSER (1996) nakoniec rozšíril svoj výskum o ďalšie lokality dubových (*Corno – Quercetum*, *Genisto – Quercetum*, *Ceraso – Quercetum*) dubovo-hrabových (*Querco – Carpinetum*) a bukových lesov (*Aconito – Fagetum*) z rezervácie Bükk v Maďarsku. Zaznamenal v nich až 101 druhov Thysanoptera. Pri svojom výskume využil viaceré typy metód: smýkanie, oklepávanie vegetácie, preosievanie a farebné pasce. ULITZKA et FUNKE (1999) vo svojej rozsiahlej práci lesných spoločenstiev v Nemecku odchytili 47 druhov. Využívali najmä pôdne a stromové fotoeklektory. Silvikolné thysanopterocenózy boli pozorované aj v susednom Poľsku. V priebehu 12 ročného výskumu bukových lesoch (*Dentario glandulosae – Fagetum*, *Luzulo luzuloidis – Fagetum*) juhovýchodného Poľska získali autori (KUCHARCZYK et KUCHARCZYK, 2011) 84 druhov strapiek. Použili najmä smýkanie, oklepávanie, individuálny zber z rastlín a Moerickeho pasce inštalované na bukoch. V ďalšom výskume v národnom parku Białowieża v Poľsku (*Calamagrostio – Piceetum*, *Tilio – Carpinetum stachyetosum*) zaznamenala KUCHARCZYK (2004) 39 druhov (325 jedincov) strapiek a v práci z roku 1999 (KUCHARCZYK, 1999) uvádza spolu s výsledkami ZAWIRSKEJ (1988) z tej istej lokality 51 druhov (525 jedincov). MASAROVIC et al. (2014) odchytili v priebehu roka 2012 v podmienkach smrekových lesov (*Vaccinio myrtilli – Piceetum*) Vysokých Tatier 16 druhov a v ďalšom roku 2013 15 druhov (spolu 116 jedincov). Smrekové lesy sa tak javia druhovo chudobnejšie.

Hlavnou úlohou predkladanej práce je syntetické sledovanie destabilizačných procesov v podmienkach nížinných dubových lesov a ich následná indikácia pomocou thysanopterocenóz. V tomto zmysle bol antropický impakt zvolený ako jeden z hlavných faktorov poklesu ekologickej stability. Thysanoptera zohrávali úlohu exploatérov (SPELLERBERG, 1991), ktorý svojou vlastnou prítomnosťou môžu poukázať na stupeň disturbancie alebo znečistenia v sledovanom ekologickom systéme. Nie všetky druhy strapiek detegovali rovnaké zmeny pozorovaných ekologických ukazovateľov v rámci všetkých stratocenóz. Preto boli zavedené dve hlavné kategórie exploatérov: generalisti a špecialisti. Generalisti indikujú istý jav bez ohľadu na stratocenózu, alebo typ použitej metodiky. Naopak špecialisti poukazujú na tento jav len v rámci istej stratocenózy, resp. určitej metódy odchyty entomologického materiálu. Do akej miery dokážu prítomné spoločenstvá strapiek poukázať na tieto nepriaznivé vplyvy, bolo prvoradou tézou predkladaného spisu a diskusie.

Vyššiu mieru antropického impaktu a disturbancie v rámci korticikolných spoločenstiev strapiek indikovalo najmä zoskupenie druhov *Thrips tabaci* a *Frankliniella intonsa* a k nim sa samostatne pridali taxóny *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum*. Všetky štyri druhy patria

ku eurypotentným druhom. Obľubujú najmä porasty s nižšou mierou stability (agrocenózy, ovsené a poľnohospodárske monokultúry), ale tvoria aj bežnú súčasť vyspelých lúčnych, travinnobylinných a lesných ekologických systémov (FEDOR et al., 2012, DORIČOVÁ et FEDOR, 2013, KRATOCHVÍL, 1939, MASAROVÍČ et al., 2014, ŠTEPANOVIČOVÁ, 1958). *Thrips tabaci* a *Frankliniella intonsa* predstavujú polyplantikolné elementy, predovšetkým florikolné a foliikolné strapky, ktoré sa nachádzajú na rozmanitých bylinách (HEŠKOVÁ, 1967, FEDOR et al., 2012, SIERKA et HALGOŠ, 2003). Často sa vo veľkom množstve vyskytujú v presvetlených travinnobylinných fytocenózach (HEŠKOVÁ, 1967, JENSER et al., 1994, KALINKA, 2007, ŠTEPANOVIČOVÁ, 1958, KUCHARCZYK et ZAWIRSKA, 1994, 1997). Obidva druhy tvorili eudominantnú zložku v rámci ruderálnej vegetácie (JENSER et al., 1994). Navyše *Thrips tabaci* môže výrazne poškodzovať kultúrne plodiny a predstavuje významného polyfágneho škodcu (FEDOR et al., 2012, LEWIS, 1997). DEN BELDER et al. (2002) zaznamenali jeho 94 % podiel v rámci všetkých strapiek na monokultúrach *Allium porrum* (DEN BELDER et al., 2002). V práci DUBOVSKÉHO (2013) inklinoval *Thrips tabaci* k thysanopterocenózam s najnižším zastúpením korticikolných a arborikolných druhov. V rámci vysokohorských smrekových lesov indikoval biotopy v iničiálnom štádiu sekundárnej sukcesie s nižším druhovým bohatstvom strapiek so zastúpením najmä florikolných elementov. Patril k indikátorom porastov výrazne ovplyvnených antropogénnou činnosťou (MASAROVÍČ et al., 2014). VASILIU-OROMULU (2007) ho zaznamenala na narušených lokalitách po banskej činnosti. Ďalší z menovaných druhov *Limothrips denticornis* sa spolu s *Thrips tabaci* vyskytovali aj na antropogénne podmienených spoločenstvách tabakových polí, kde ich ŠTEPANOVIČOVÁ (1958) našla v prítomnosti ďalších dvoch druhov strapiek. *Limothrips denticornis* a *Thrips tabaci* bývajú súčasťou nevyrovnaných spoločenstiev s nízkymi hodnotami indexov diverzity (KRATOCHVÍL, 1939, ŠTEPANOVIČOVÁ, 1958, SKUHRAVÝ et al., 1959). Na ovsených kultúrach sa k nim vo výraznej početnosti pridáva aj ďalší zo spomenutých taxónov *Stenothrips graminum* (KRATOCHVÍL, 1939). Tento graminikolný druh predstavuje škodcu obilia. V zimných mesiacoch sa častokrát vyskytuje na okraji agrocenóz, lúk a lesov. Počas vegetačného obdobia preferuje predovšetkým polia s obilím (KRATOCHVÍL, 1939, PELIKÁN, 1952, 1995). Bežne býva aj súčasťou prírodných stabilnejších spoločenstiev (SIERKA et FEDOR, 2004b, SIERKA et HALGOŠ, 2003) napríklad Devínska Kobyla (FEDOR, 2005) ostrov Kopáč (FEDOR et al, 2007). *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum* tvorili bežnú súčasť dubových lesov v Nemecku (ULITZKA et FUNKE 1999).

Všetky štyri druhy *Thrips tabaci*, *Frankliniella intonsa*, *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum* sa vyznačujú dobrými migračnými mechanizmami a sú schopné prenikať do najrôznejších habitatov. JENSER (1993) ich zaznamenal v rámci štúdia vertikálnej stratifikácie vo výške 21 metrov nad korunou stromov. Napríklad *Limothrips denticornis* predstavuje jedného z najlepších letcov spomedzi strapiek (LEWIS, 1973, POST et COLBERG, 1958). Thysanoptera

viazané na dočasné porasty (napr. agrocenózy) vykazujú výrazne lepšie migračné schopnosti ako druhy z permanentných a trvalých biotopov (arborikoly, korticikoly, mycetofágy) (LEWIS, 1961). Sú to najmä elementy, ktoré sa viažu na jednoročné rastliny, ku ktorým patria všetky tieto druhy. V tomto zmysle, široká ekologická potencia a dobré disperzné mechanizmy týchto taxónov im umožňujú obsadzovať biotopy s rozdielnymi ekologickými podmienkami. V dôsledku toho tolerujú aj vplyv antropogénnej záťaže. Takéto zoskupenie druhov sa javí ako vhodný indikátor stavu a prípadných zmien v prírodných lesných spoločenstvách. *Thrips tabaci*, *Frankliniella intonsa* a *Stenothrips graminum* sa vyznačovali týmto indikačným potenciálom len v rámci korticikolného spoločenstva strapiek a preto boli zaradené medzi exploatérov špecialistov.

Limothrips denticornis naznačoval prítomnosť antropogénnej činnosti aj v rámci epigeického spoločenstva strapiek a potvrdený bol aj jeho výskyt v hypogeickej faune. Pravdepodobne sa v lesnom komplexe nachádza vo všetkých strátach (najmä v bylinnom). V tomto zmysle bol v klasifikácii exploatérov zaradený medzi generalistov. Samice tohto druhu zimujú v hrabanke a na jar ich pozorujeme pri povrchu pôdy. Pri hľadaní zimujúcich stanovišť môžu preletieť aj väčšie vzdialenosti (SĘCZKOWSKA, 1970). Ako už bolo spomenuté, vyznačuje sa širokou ekologickou valenciou (PELIKÁN, 1950) a toleruje prostredie pozmenené človekom, napríklad antropocenózy a udržiavané obilné monokultúry (GRULA, 2007, FEDOR et al., 2012). V Martinskom lese inklinuje predovšetkým k mladším porastom (MASAROVÍČ, 2009). V rámci epigeickej thysanopterocenózy sa k nemu pridal *Aptinothrips rufus* (exploatér špecialista), ktorý tiež preferoval biotopy ovplyvnené antropickým impaktom. *Aptinothrips rufus* tiež predstavuje graminikolnú strapku a obľubuje mnohé druhy tráv. Vyskytuje sa na xerotermofilných, ale aj mezofilných a vlhkých travinnobylinných spoločenstvách (FEDOR et al., 2012). Nevyhýba sa ani lesom. V PR Jurský Šúr sa nachádzal v jelšovom lese a panónskom háji (SIERKA et HALGOŠ, 2003). Vyskytoval sa aj v dubových lesoch Rumunska, kde bol označený ako teplomilný druh (VASILIU-OROMULU, 2002). Obidva tieto taxóny *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* inklinovali v rámci predloženej práce najmä k monokultúrnej ploche MK1. Preferujú antropicky ovplyvnené, presvetlené a mladé porasty s výrazným zastúpením E1 etáže najmä v podobe tráv. Práve na tomto stanovišti v podrade výrazne dominovali trávy z rodu *Melica* sp.

Naopak užšiu preferenciu k podmienkam bez výrazného antropického impaktu v rámci korticikolnej thysanopterocenózy vykazovalo v podmienkach panónskeho dubového lesa najmä zoskupenie mycetofágnych taxónov *Xylaplothrips fuliginosus*, *Hoplothrips corticis* a k nim sa pridal typický predstaviteľ fauny dubín *Mycterothrips albidicornis*. Prvé dva taxóny boli v klasifikácii exploatérov zaradené medzi špecialistov, pretože inklinovali k týmto podmienkam len v rámci korticikolného spoločenstva. *Xylaplothrips fuliginosus* je eurosibírsky druh (JENSER, 1996)

s bežným výskytom aj v severských krajinách Škandinávie (KOBRO, 2003). Ide o mykofágneho korticikolného arborikola (FEDOR et al., 2004, PELIKÁN, 1995). Na Slovensku patrí medzi bežné druhy (FEDOR et al., 2012). Na juhu Nórska bol pozorovaný spolu s *Hoplothrips corticis* a *Hoplothrips ulmi* na odumretom dreve a pod kôrou rozkladajúcich sa drevín (OLSEN et MIDTGAARD, 1996). Dominoval aj na 8 ročnom vyklčovanom zhorenom poraste vo Fínsku, kde inklinoval k otvoreným stanovištiam s prítomnosťou stojacich mŕtvych topoľov (KETTUNEN et al., 2005). V smrekových lesoch *Xylaplothrips fuliginosus* preferoval opäť trávinnobylinné presvetlené porasty, ale prenikal aj do lesa (MASAROVÍČ et al., 2014). V severných zemepisných šírkach a vyšších nadmorských výškach tak preferuje častokrát slnkom vyhriate a presvetlené teplejšie otvorené stanovištia s prítomnosťou rozkladajúcej sa drevnej hmoty. Naopak v južnejších zemepisných šírkach inklinuje k „chladnejším“ (zatieneným) lesným a ekotonálnym porastom a jeho výskyt pravdepodobne kopíruje prítomnosť drevokazných húb. (DUBOVSKÝ, 2013, DORIČOVÁ, 2011, FEDOR et al., 2012, MASAROVÍČ et al., 2012, PELIKÁN, 1946). V DUBOVSKÉHO (2013) práci veľmi tesne koreloval so zastupením korticikolných elementov Thysanoptera. Podobne ako predošlý druh aj *Hoplothrips corticis* predstavuje korticikolný mycetofágny druh žijúci pod kôrou viacerých druhov drevín (FEDOR et al., 2012, MASAROVÍČ et al., 2009, PELIKÁN, 1957). Patrí k typickým lesným elementom (JENSER, 1993, KUCHARCZYK, 1999) a vyskytuje sa napr. na odumretom dreve *Fagus sylvatica*, *Crataegus monogyna* (JENSER, 1999), *Corylus avellana* (JENSER et al., 2005) a *Populus tremula* (KETTUNEN et al., 2005). *Hoplothrips corticis* vykazuje sociálne správanie (KOBRO et RAFFOS, 2006, KOBRO, 2003), pričom rozkladajúce sa drevo napadnuté drevokaznými hubami poskytuje ekologický priestor pre jeho viaceré generácie. *Hoplothrips corticis* a *Xylaplothrips fuliginosus* sa tak v podmienkach dubových lesov javia ako indikátory starších lesných spoločenstiev, bez výrazných manažmentových opatrení.

V rámci korticikolného ale aj geobiontného spoločenstva sa k nim pripája *Mycterothrips albidicornis*. Tento druh vykazuje užšiu preferenciu k menej ovplyvneným porastom v rámci pôdnej aj kôrnej stratocenózy strapiek (exploatér generalista). Predstavuje arborikolný a foliikolný druh (FEDOR et al., 2012) s prvým nálezom na Slovensku až v roku 2006 ako súčasť nidikolnej fauny (FEDOR, 2006). Jeho neskorý záznam pravdepodobne súvisí s jeho preferenciou lesných spoločenstiev, u ktorých fauna strapiek nebola v minulosti na našom území dôkladne študovaná. V práci MASAROVÍČA (2009) sa javí ako sciofilný druh, ktorý inklinuje k starším porastom s výrazným zatienením, čo potvrdzuje jeho silvikolný charakter. Ako silvikola ho môžeme vnímať aj podľa príspevku KUCHARCZYKOVEJ (1999). Napokon DUBOVSKÝ (2013) naznačuje jeho pozitívnu koreláciu s hrúbkou stromov.

Zaujímavý bioindikačný potenciál sa javí u druhu *Thrips minutissimus*. V rámci epigeickej a hypogeickej fauny sa pripája k druhu *Mycterothrips albidicornis* a inklinuje k porastom bez

výrazného antropického impaktu (exploatér špecialista). Naopak ako súčasť korticikolného spoločenstva patrí skôr k eurypotentným taxónom a nevykazuje užšiu preferenciu k niektorým z ekologických podmienok. *Thrips minutissimus* sa bežne vyvíja v pôde a v dospelosti migruje do korún stromov, kde jeho živnú drevinu predstavujú najmä druhy rodu *Quercus* sp. (LEWIS, 1973). V tomto zmysle môžeme predpokladať, že pre svoju ontogenézu potrebuje čo najmenej narušené prostredie, staré a zdravé lesné spoločenstvá. Môže to súvisieť s mikroklimou pôdy, priestorovou heterogenitou prostredia, s lepšie vyvinutou hrabankou, pôdnou štruktúrou, či charakterom humusovej vrstvy alebo iným faktorom. Pri migrácii do korún stromov sa šíri pravdepodobne aj do iných biotopov nie v závislosti od kvality prostredia, ale od prítomnosti živných drevín. V dôsledku toho sa vyskytuje eurytopne na všetkých lokalitách. Zachytili sme ho ako súčasť aeroplanktónu a aj JENSER (1993) ho zaznamenal v dubovom lese vo výške 21 metrov nad korunou stromov. Tento druh obľubuje listnaté stromy z čeľade Rosaceae a dreviny *Quercus* spp., *Carpinus* spp., (FEDOR et al., 2012, ZUR STRASSEN, 2003) *Sorbus torminalis*, *Salix caprea*, *Sambucus nigra* (JENSER, 1996). Vyciciava listy na drevinách (PELIKÁN, 1952) a patrí k bežnej súčasti listnatých lesných porastov, predovšetkým dubín (DORIČOVÁ et FEDOR, 2013, DUBOVSKÝ, 2013, KUCHARCZYK 1999, JENSER, 1993, 1996, MASAROVIC, 2009, SĘCZKOWSKA, 1971, 1972). Hojne sa vyskytuje na kôre a listoch (PELIKÁN, 1957). Jeho eurypotentný charakter potvrdzuje súbor viacerých prác. Môže preferovať staré porasty (DORIČOVÁ, 2011, MASAROVIC, 2009), ale aj mladé dubové monokultúry (DUBOVSKÝ, 2013), alebo sa nachádza nezávisle od veku porastu (DUBOVSKÝ et al., 2010). V podmienkach smrekových lesov Tatranského národného parku inklinoval k porastom s prítomnosťou listnatých ranne sukcesných druhov drevín (MASAROVIC et al., 2014). V listnatých lesoch pravdepodobne inklinuje skôr k stabilným, dlhodobu vyvíjajúcim sa lesom, bez výraznej antropickej činnosti. V lesných spoločenstvách s touto charakteristikou ho našla aj KUCHARCZYK (2004). Jeho výskyt bol potvrdený v rezerváciách na Devinskej Kobyle a v Jurskom Šúry (SIERKA et FEDOR, 2004b) a bol eudominantným taxónom v rámci rozsiahlych dubových lesov v Nemecku (ULITZKEHO et FUNKEHO, 1999).

V predkladanej práci sme zaznamenali aj druhy bez výraznej korelácie s nižšou alebo vyššou mierou antropického impaktu. V rámci analýz NMDS sa javili v istom zmysle nezávisle od týchto podmienok, resp. v niektorých prípadoch neinklinovali k daným atribútom s preukázateľným bioindikačným potenciálom. Z tohto dôvodu ich spomeniem iba v krátkosti. K takýmto taxónom patrili v rámci korticikolného aj epigeického spoločenstva predovšetkým *Haplothrips subtilissimus* a *Haplothrips aculeatus* a v korticikolnej thysanopterocenóze *Limothrips cerealium*. *Haplothrips subtilissimus* predstavuje predátora a patrí aj k významným arborikolným foliikolným druhom (JENSER, 1992, FEDOR et al., 2012). Hojne sa vyskytuje v dubových a dubovo-hrabových lesoch

(DUBOVSKÝ, 2013, JENSER, 1993, KUCHARCZYK, 1999) a preferuje najmä teplejšie oblasti (PELIKÁN, 1952). *Haplothrips aculeatus* je graminikolný druh strapky (FEDOR et al., 2012), ktorý inklinuje k agrokultúram, ako napríklad *Triticum sativum*, *Avena sativa* a *Tabacus nicotiana* (KRATOCHVÍL, 1939, ŠTEPANOVIČOVÁ, 1958). Nevyhýba sa však aj rôznorodým lesným spoločenstvám (DUBOVSKÝ, 2013, ULITZKA et FUNKE, 1997), do ktorých pravdepodobne migruje z okolitých poľnohospodárskych monokultúr. *Limothrips cerealium* nepatrí medzi arborikolné elementy, pričom predstavuje typického graminikola (FEDOR et al., 2012). PELIKÁN (1957) ho charakterizuje ako škodcu obilných monokultúr. Jeho vyššiu početnosť a prítomnosť si môžeme tak vysvetliť blízkosťou agrokultúr, z ktorých sa šíri hlbšie do lesných habitatov. Pravdepodobne nezávisle od antropogénneho ovplyvnenia daného biotopou. V rámci lesného komplexu sa vyskytuje predovšetkým v závislosti od dostupnej E1 etáže a mikrohabitatov pre úkryt.

Záver

Predkladaná práca sa dotýka sledovaného územia Martinský les pri Senci s hlavným cieľom definovať indikačný potenciál korticikolných, epigeických, hypogeických a aeroplanktónnych Thysanoptera pri detekcii disturbance a antropického impaktu v lesnom ekosystéme.

V tomto zmysle boli vyčlenené štyri lesné plochy MK1, MK2, LS1 a LS2 v rôznom stupni ovplyvnené človekom. MK1 a MK2 predstavovali najmä mladšie monokultúrne porasty s absenciou práchna, rovnakou vekovou štruktúrou, prítomnosťou nepôvodných drevín a výsadbou vyššieho percenta jedného druhu drevín. Navzájom sa líšia najmä odlišným charakterom E1 etáže a vzdialenosťou od agrokultúry. Naopak LS1 a LS2 tvorili staršie lesné habitaty, ktoré vykazovali nižšiu mieru antropogénnej záťaže. Sledované bolo predovšetkým teplomilné dubové spoločenstvo *Aceri tatarici* – *Quercetum*.

Ústrednou myšlienkou bolo sledovanie viacerých stratocenóz a merocenóz strapiek, ktoré by mohli poukázať na stav a zmeny v ekologickom systéme. V tomto zmysle boli pre odchyt strapiek použité štyri základné metódy: stromové (korticikolné spoločenstvo) a air (aeroplanktónne spol.) fotoeklektory, preosievanie (epigeické spol.) a kvadrátová metóda (hypogeické spol.). Výskum prebiehal vo vegetačnom období roka 2008. Celkovo bolo získaných 998 jedincov Thysanoptera, ktoré boli determinované do 31 druhov strapiek.

Vyhodnotenie spomínaných ekologických vzťahov prebiehalo za pomoci štatistickej metódy nemetrického multidimenzionálneho škálovania NMDS. Vstupnú maticu dát tvorili hodnoty početnosti druhov strapiek pre všetky odbery spolu s premennými v podobe antropického impaktu, diverzity a ekvitivity v zmysle shannon-wienerovho indexu. V korticikolnom spoločenstve bola zachovaná štatistická významnosť u antropického impaktu (p-value = 0,000876, Ordurf) a ekvitivity (p-value = 9.8e-05, Ordurf). Funkcia Envfit v tomto prípade nevykazovala štatistickú

signifikantnosť. Epigeická thysanopterocenóza bola signifikantne ovplyvnená iba antropickým impaktom ($Pr(>r) = 0,040$, Envfit; $p\text{-value} = 0,0379$, Ordsurf). Analýzy NMDS neboli vyhodnotené na úrovni hypogeuonu a aeroplantktónu v dôsledku nízkej abundancie odchytených druhov Thysanoptera.

Pomocou analýzy NMDS sa pri predikcii antropogénnej záťaže a s ňou spojenými destabilizačnými procesmi v rámci korticikolného spoločenstva strapiek vydifereovalo zoskupenie druhov *Thrips tabaci* a *Frankliniella intonsa* a k nim sa samostatne pridali taxóny *Limothrips denticornis* a *Stenothrips graminum*. *Limothrips denticornis* naznačoval prítomnosť antropogénnej činnosti aj v rámci epigeického spoločenstva strapiek a k nemu sa pridal *Aptinothrips rufus*, ktorý podobne preferoval biotopy ovplyvnené antropickým impaktom.

Naopak užšiu preferenciu k podmienkam bez výrazného antropického impaktu v rámci korticikolnej thysanopterocenózy vykazovalo v podmienkach panónskeho dubového lesa najmä zoskupenie mycetofágnych taxónov *Xylaplothrips fuliginosus*, *Hoplothrips corticis* a k nim sa pridal typický predstaviteľ fauny dubín *Mycterothrips albidicornis*. Posledný z menovaných *Mycterothrips albidicornis* preferoval podmienky bez výrazného antropického vplyvu aj v rámci epigeického spoločenstva strapiek. Zaujímavý bioindikačný potenciál sa javí u druhu *Thrips minutissimus*. V rámci epigeickej a hypogeickej fauny sa pripája k druhu *Mycterothrips albidicornis* a inklinuje k porastom bez výrazného antropického impaktu. Naopak ako súčasť korticikolného spoločenstva patrí skôr k eurypotentným taxónom a nevykazuje užšiu preferenciu k niektorým z ekologických podmienok.

Na základe získaných výsledkov boli navrhnuté nové podkategórie bioindikátorov v zmysle „exploatórov“. „Generalisti“ (*Limothrips denticornis*, *Mycterothrips albidicornis*) detegujú istý jav bez ohľadu na stratocenózu, alebo typ použitej metodiky. Druhá podkategória „špecialisti“ (*Thrips tabaci*, *Thrips minutissimus*, *Frankliniella intonsa*, *Stenothrips graminum*, *Xylaplothrips fuliginosus*, *Hoplothrips corticis*) poukazujú na tento jav len v rámci istej stratocenózy, resp. určitej metódy odchyту entomologického materiálu.

V predkladanej práci boli zaznamenané aj druhy bez výraznej korelácie s určitou mierou antropického impaktu. V rámci korticikolného aj epigeického spoločenstva k nim patrili predovšetkým *Haplothrips subillissimus* a *Haplothrips aculeatus* a v korticikolnej thysanopterocenóze *Limothrips cerealium* a *Haplothrips subtilissimus*.

Na záver treba zdôrazniť, že práca predstavuje integrovanú, komplexnú a komplementárnu syntézu bioindikačného potenciálu jednotlivých špecifických stratocenóz a merocenóz v podmienkach pahorkatinného lesa Martinského lesa. V celosvetovom meradle patrí skôr k nezvyčajným a výnimočným, keďže tento rad hmyzu spadá dlhé obdobie pod záujem fytoinsektorov ako skupina potenciálnych škodcov a prenášačov vírusových ochorení na rastlinách.

Literatúra

- ALAKANANDA, B., MAHESH, M.K., SUPRIYA, G., BOOMINAYHAN, M., BALACHANDRAN, C., RAMACHANDRA, T.V., 2011: Monitoring Tropical Urban Wetlands through Biotic Indices. *J. Biodiversity*, 2(2): p. 91 – 106.
- BALKOVIČ, J., 2004. Pôdne pomery. p. 28-32. In: Fedor, P., (ed.): Senec bránou do tretieho milénia. Senec, 320 pp.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BECK, W. M., 1955: Suggested method for reporting biotic data. *Sewage Ind. Wastes* 27, p. 1193-1197.
- BEDRNA, Z., 1984. Pôda. *Príroda*, Bratislava, 209 pp.
- BEGON, M., HARPER, J. J., TOWNSEND, C. R., 2006: (BEGON et al., 2006). *Ecology : from individuals to ecosystems*. 4th ed., Wiley-Blackwell, 738 pp.
- BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R., 1997. (BEGON et al., 1997). *Ekologie: jedinci, populace, spoločenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp.
- BIELEK, P., 2004. Pôdy Slovenska, Hnedozem. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, <http://old.agroporadenstvo.sk/rv/poda/hnedozem.htm> .
- BIELY, A., BEZÁK, V., ELEČKO, M. et al., 2002. (BIELY et al., 2002). *Geologická stavba M 1:500 000*, p. 74-75. In: MŽP; SAŽP: *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- BIRD, S., COULSON, R. N., CROSSLEY JR., D. A., 2000: (BIRD et al., 2000). Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. *Forest ecology and management*, 131: p. 65 - 80.
- BOHÁČ, J., 1999: Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. *Životní prostředí*, 33 (3): p. 126-129.
- ČERNUŠÁKOVÁ, D., KRÁĽOVÁ, O., 1999. Synantropizácia Martinského dubového lesa. *Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti*, Bratislava, 21: p.127-130.
- DEN BELDER, E., ELDERSON, J., VAN DEN BRINK, W. J., SCHELLING, G., 2002: (DEN BELDER et al., 2002). Effect of woodlots on thrips density in leek fields: a landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91: p. 139-145.
- DORIČOVÁ, M., 2011: Taxocenózy geobiontných Thysanoptera v podmienkach pahorkatinnej dúbravy a ich potenciál v moderných metódach bioindikácie. Dizertačná práca. Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Bratislava, 118 pp.

- DORIČOVÁ, M., FEDOR, P. J., 2013: Geobiontné taxocenózy Thysanoptera v indikácii ekologickej stability pahorkatinnej dúbravy. Vydavateľstvo UK Bratislava, 150 pp.
- DORIČOVÁ, M., FEDOR, P., 2012: The first record of bark - dwelling thrips *Phlaeothrips bispinosus* Priesner, 1919 (Thysanoptera, Phlaeothripidae) in Slovakia. *Thysanopteron Pismo Entomologiczne*, 7 (1): p. 1-2.
- DORIČOVÁ, M., KUCHARCZYK, H., 2012. Strapky (Thysanoptera) pôdných stratocenóz Martinského lesa. In: Fedor, P., Vidlička, Ľ., (eds.): *Príroda Martinského lesa (vybrané kapitoly)*, Ústav zoológie SAV, Bratislava, p. 121 – 126.
- DUBOVSKÝ, M., 2013: Štruktúra a dynamika korticikolných taxocenóz strapiek (Thysanoptera) ako súčasti biocenotického konexu pahorkatinnej dúbravy. Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra zoológie, Dizertačná práca 148 pp.
- DUBOVSKÝ, M., FEDOR, P. J., KUCHARCZYK, H., MASAROVIČ, R., BALKOVIČ, J., 2010: (DUBOVSKÝ et al., 2010). Zgrupowania wciornastków (Thysanoptera) pni drzew w różnowiekowych lasach dębowych Słowacji. (Assemblages of bark-dwelling thrips (Thysanoptera) of uneven-aged oak forests in Slovakia). *Sylwan*, 154 (10): p. 659-668.
- DUBOVSKÝ, M., MASAROVIC, R., 2007. Bark-dwelling thrips (Thysanoptera) and other arthropods in xerothermophilous oak woods in SW Slovakia (Preliminary results). *Thysanopteron Pismo entomologiczne*, Katowice, 3 (1): 9–13.
- ELTON, C. S., 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London, Methuen. 196 pp.
- FAŠKO, P., ŠŤASTNÝ, P., 2002. Priemerné úhrny zrážok v júli. M 1:2 000 000, p. 99. In: MŽP; SAŽP: *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- FEDOR, P. J., 2005: Strapky (Thysanoptera). In: MAJZLAN, O. (ed.): *Fauna Devínskej Kobyly*, Bratislava, APOP, p. 72-74.
- FEDOR, P. J., 2006. Back to the record of *Mycterothrips albidicornis* (Thysanoptera, Thripidae) in nests of birds. *Biologia*, Bratislava, 61/5: p. 564.
- FEDOR, P. J., 2008: Vybrané kapitoly z monitoringu životného prostredia (prípadová štúdia). Ax – Inzert, Bratislava, 76 pp.
- FEDOR, P. J., DORIČOVÁ, M., MASAROVIČ, R., SIERKA, W., 2012: (FEDOR et al., 2012) Strapky (Thysanoptera) Slovenska. Vydavateľstvo UK Bratislava, 184 pp.
- FEDOR, P. J., DUBOVSKÝ, M., VARGA, L., 2007: (FEDOR et al., 2007). Strapky (Thysanoptera) ostrova Kopáč. In: MAJZLAN, O. (ed.): *Príroda ostrova Kopáč. Fytoterapia OZ*, Bratislava, p. 129-140.
- FEDOR, P. J., SIERKA, W., MAJZLAN, O., 2004: (FEDOR et al., 2004). The Thrips (Thysanoptera) of Slovakia. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 39 (1-2): p. 299-307.

- FEDOR, P., VIDLIČKA, L., (eds.) 2012. Príroda Martinského lesa (vybrané kapitoly). Ústav zoológie SAV, Bratislava, p. 225.
- FUTÁK, J., 1982. Fytogeografické členenie M 1:1 000 000. In: Mazúr, E. et al.: Atlas SSR, Slovenský ústav geografie a kartografie SAV, Bratislava.
- GRUĽA, D., 2007: Strapky (Thysanoptera) ako súčasť aeroplanktónu lužného lesa v okolí obce Bodíky. Diplomová práca, Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra ekososológie a fyziotaktiky, 119 pp.
- HAMMERSTEINOVÁ, I., 2009: Štruktúra a dynamika aeroplanktonických stratocenóz strapiek (Thysanoptera) ako model pre systémové myslenie v ekológii. Diplomová práca. Pedagogická fakulta UK, Bratislava, 90 pp.
- HEINK, U., KOWARIK, I., 2010: What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10: p. 584 – 593.
- HEŠKOVÁ, A., 1967: Príspevok k poznaniu thysanopterofauny rezervácie Šúr pri Jure. *Československá ochrana prírody – zborník 5 Slovenského ústavu pamiatkovej starostlivosti a ochrany prírody v Bratislave*, p. 279-318.
- JENSER, G., 1992: *Haplothrips subtilissimus* (Haliday) - eine predatorische Thysanopteren-Art in den Obstanlagen. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft fuer Allgemeine und Angewandte Entomologie*, 8 (1-3): 126-127.
- JENSER, G., 1993. Studies on the vertical distribution of some Thysanoptera species in an oak forest. *Zoology. Journal of Pure and Applied Zoology*, 4: p. 233-238.
- JENSER, G., 1996. Thysanoptera from the Bükk National Park. p. 129-146. In: MAHUNKA S. (Ed.): *The Fauna of the Bükk National Park. Vol. II. Hungarian Natural History Museum, Budapest.*
- JENSER, G., 1999: Thysanoptera from the Aggtelek National Park. In: Mahunka, S., (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park*, 2: p. 109-117.
- JENSER, G., TERPO, A., EL GHARIANI, I., 1994: (JENSER et al., 1994). Thysanoptera species living on the roadside verges vegetation in Hungary. *Sonderdruck aus CFS-Courier 178, Forschungsinstitut Senckenberg*, 178: p. 65-67.
- JENSER, G., VASILIU-OROMULU, L., ORBÁN, K., SZÉNASI, A., 2005: (JENSER et al., 2005). Thysanoptera from Transylvania (Insecta: Thysanoptera), *Entomologica Romanica*, 10: p. 25-32.
- JONSELL, M., NORDLANDER, G., 2002: Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest ecology and management* 157: p. 101-118.
- KALINKA, R., 2007: Wciornastki (Thysanoptera) Ojcowskiego Parku Narodowego- struktura i geneza fauny. Uniwersytet Śląski wydział biologii i ochrony środowiska. Katedra Zoologii. Praca doktorska. 100 pp. 78 strán prílohy.

- KETTUNEN, J., 2007: Response of thrips to forest management treatments. 2nd Symposium on Palearctic Thysanoptera, 18-20 September 2007, Strunjan Slovenia.
- KETTUNEN, J., KOBRO, S., MARTIKAINEN, P. 2005: (KETTUNEN et al., 2005) Thrips (Thysanoptera) from dead aspen (*Populus tremula*) trees in Eastern Finland. - Entomol. Fennica 16: p. 246-250.
- KETTUNEN, J., MARTIKAINEN P., 2005. Saproxylic thrips in Finland. Paper presented at Saproxylic species in Fennoscandian forests - gathering ecological knowledge for applied use: 3rd Nordic Saproxylic Network meeting Lammi Biological Station, Lammi, Finland, 7 – 9 December 2005.
- KOBRO, S., 2001: *Hoplothrips polystici* (Thysanoptera) on the wood-rotting polypore *Trichaptum abietinum* infesting dead *Picea abies* in Norway. *Entomologica Fennica*, 12: p. 15-21.
- KOBRO, S., 2003: On the Norwegian thrips fauna (Thysanoptera). Norw. J., Entomol., 50: p.17-32.
- KOBRO, S., RAFOSS T., 2006: Identification of adult males and females of Hoplothrips species (Thysanoptera: Tubulifera) known from Norway, and some deductions on their life history. *Entomologica Fennica*, 17: p. 184-192.
- KOLEKTÍV, 2000. Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska (Bazálna referenčná taxonómia). Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy v Bratislave, Societas pedologica slovacae, Bratislava.
- KRATOCHVÍL, J., 1939. K poznání třásněnek žijících na ovesných kulturách a příčiny bělení, šupinatění a hluchosti ovesných klásků a lat. *Entomologické listy* 2 p. 87 – 105.
- KRUMPÁL, M. 1981. Saisondynamik der bodenfauna im naturschutzgebiet Jurský Šúr. *Acta facultatis rerum naturalium Universitatis Comenianae. Zoologia* 25: p. 9-29.
- KUCHARCZYK, H., 1999: Materiały do poznania wciornastków Puszczy Białowieskiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 18 (1): p. 87-92.
- KUCHARCZYK, H., 2004. Wciornastki (Insecta: Thysanoptera) jako element monitoringu ekologicznego w puszczy Białowieskiej. *Leśne prace Badawcze*, 3: p. 85 – 94
- KUCHARCZYK, H., KUCHARCZYK, M., 2011: Wciornastki (Thysanoptera) lasów bukowych południowo-wschodniej Polski. *Leśne Prace Badawcze*, 72 (4): p. 329-337.
- KUCHARCZYK, H., ZAWIRSKA, I., 1994: Study on the thrips fauna (Insecta: Thysanoptera) on xerothermic grasslands of South-East Poland. *CFS*, 178: p. 3-7.
- KUCHARCZYK, H., ZAWIRSKA, I., 1997: Materiały do poznania wciornastków (Thysanoptera, Insecta) wyżyny luelskiej i niecki nidziańskiej. *Rocznik Świętokrzyski. Ser. B – Nauki Przyr.*, 24: p. 61-73.
- LABUDOVA, J., 2000. Poľnohospodárska antropizácia hnadozemí pri Senci. (Diplomová práca). Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava, 51 pp.

- LAPIN, M., FAŠKO, P., MELO, M., ŠŤASTNÝ, P., TOMPLAIN, J., 2002. (LAPIN et al., 2002). Klimatické oblasti. M 1:1 000 000, p. 95. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- LAZEBNÍČEK, J., 1983. Návrh projektu ochrany ŠPR Martinský les (msc.) SAŽP, Bratislava, 14 pp.
- LEWIS, T., (ed), 1997: Thrips as crop pests. Oxford: CAB International, 740 pp.
- LEWIS, T., 1961. Records of Thysanoptera at Silwood Park, with notes on their biology. Proc. R. ent.Soc. Lond., 36: p. 89-95.
- LEWIS, T., 1973. Thrips. Their biology, ecology, and economic importance. Academic Press London and New York, 349 pp.
- LI, L., ZHENG, B., LIU, L., 2010: Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. Procedia Environmental Sciences 2: p. 1510 – 1524.
- LIASHENKO, V., 2014: Assessment of Water Quality in the Ukrainian Part of the Danube Delta Based on Biotesting and Bioindication of Bottom Sediments. Acta Zoologica Bulgarica, Suppl. 7: p. 159 – 163.
- LISICKÝ, M., 1982: Predpoklady bioindikácie, IN: HALGOŠ, J., KALIVODOVÁ, E., (eds.): Živočíšstvo ako indikátor zmien životného prostredia. Slovenská Zoologická Spoločnosť pri SAV, Bratislava, p. 56-60.
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J. 1984: (LOSOS et al., 1984). Ekologie živočichů. SPN, Praha, 316 pp.
- MAGLAY, J., PRISTAŠ, J., 2002. Kvartérny pokryv. M 1:1 000 000, p. 84. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- MAGLOCKÝ, Š., 2002. Potenciálna prirodzená vegetácia. M 1:500 000, p 114-115. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- MAGLOCKÝ, Š., ONDRÁŠEK, I., 1982. Návrh na zriadenie ŠPR Martinský les (msc.) SAŽP, Bratislava, 3 pp.
- MAJER, J.D., RECHER, H.F., GRAHAM, R., & GUPTA, R. 2003: (MAJER et al., 2003) Trunk invertebrate faunas of Western Australian forests and woodlands: influence of tree species and season. Austral Ecology, 28: 629–641.
- MAJZLAN, O., 2007. Chrobáky (Coleoptera) Šenkvicekého a Martinského lesa pri Senci. Naturae Tutela 11, Liptovský Mikuláš, p. 27 – 42.
- MAJZLAN, O., FEDOR, P. J., 2003a. Vertical migration of Beetles (Coleoptera) and Other Arthropods (Arthropoda) on Trunks of Aesculus hippocastanum in Slovakia. Bull. Soc. Nat. Luxemb. p.129 – 138.
- MAJZLAN, O., FEDOR, P. J., 2003b. On activity of Arthropods in forest ecosystems. Folia oecologica, Ústav ekológie lesa SAV, 30 (2): p. 229 – 236.

- MARSINA, K., LEXA, J., 2002. Základné geochemické typy hornín. M 1:1 000 000, p. 81. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- MASAROVIČ, R., 2009: Štruktúra a dynamika korticikolných synúzií Thysanoptera ako súčasti biocenotického konexu Martinského lesa. Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra ekosozológie a fyziotaktiky, Diplomová práca, 146 pp.
- MASAROVIČ, R., DUBOVSKÝ, M., FEDOR, P., SIERKA, W., 2009: (MASAROVIČ et al., 2009). First record of *Hoplothrips corticis* (DeGeer, 1773) (Thysanoptera, Phlaeothripidae) in Slovakia. Thysanopteron Pismo Entomologiczne, 5 (1): p. 1-3.
- MASAROVIČ, R., DUBOVSKÝ, M., DORIČOVÁ, M., 2012: (MASAROVIČ et al., 2012). Korticikolné strapky (Thysanoptera) Martinského lesa. In: FEDOR, P., VIDLIČKA, Ľ. (eds.): Príroda Martinského lesa (vybrané kapitoly). Ústav zoológie SAV, Bratislava, p. 136-140.
- MASAROVIČ, R., FEDOR, P., DUBOVSKÝ, M., DORIČOVÁ, M., SIERKA, W., 2011: (MASAROVIČ et al., 2011). The first record of bark-dwelling thrips – *Poecilothrips albopictus* Uzel, 1895 (Thysanoptera, Phlaeothripidae) in Slovakia. Thysanopteron Pismo Entomologiczne, 6(1): p. 1-2.
- MASAROVIČ, R., FEDOR, P., ZVARÍKOVÁ, M., 2014. (MASAROVIČ et al., 2014). Silvikolné Thysanoptera v indikácii dynamiky a disturbance lesného ekosystému v podmienkach Tatranského národného parku., Vydavateľstvo UK, Bratislava, 204 pp.
- MAY, R. M. 1972: Will large complex system be stable? Nature, 238: p. 413-414.
- MAZÚR, E., ČINČURA, J., KVITKOVIČ, J., 1982. (MAZÚR et al., 1982). Geomorfológia. In: Mazúr, E. et al.: Atlas SSR, Slovenský ústav geografie a kartografie SAV, Bratislava.
- MCGEOGH, M.A., 1998: The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Printed in the United Kingdom, Cambridge Philisophical Society. Biol. Rev., 73: p. 181-201.
- MIGLIORINI, M., PIGINO, G., BIAANCHI, N., BERNINI, F., LEONZIO, C., 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. Environmental Pollution, 129: p. 331-340.
- MICHALKO, J. et al., 1986. Geobotanická mapa ČSSR, časť SSR. Veda, Bratislava, 165 pp.
- MOEED A., MEADS M. J. 1983. Invertebrate fauna of four tree species in Orongorongo Valley, New Zealand, as revealed by trunk traps. NZ J. Ecol. 6: 39–53.
- MOUND, L.A., 2005: Thrips of the world - Checklist. Dostupné: http://anic.ento.csiro.au/worldthrips/taxon_search.asp (14.3.2011).
- MURPHY, D.D., NOON, B.R., 1992: Integrating scientific methods with habitat conservation planning: Reserve design for northern spotted owls. Ecological Applications. 2 (1): p. 3 – 17.
- MURPHY, D. D. 1990: Conservation bio1ogy and scientific method. Conservation Biology 4: p. 203 - 204.

- NOVÁK, K. et al. 1969. Metody sběru a preparace hmyzu. ACADEMIA nakladatelství Československé akademie věd. Praha. Vydanie 1, 244 pp.
- OKSANEN, J. 2011: Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. Dostupné na: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegan tutor.pdf> (16.2.2011).
- OLSEN, A.J., MIDTGAARD, F., 1996: Malaise trap collections of thrips from the islands Haaya and Ostaya in Oslofjorden, South Norway (Thysanoptera, Insecta). Fauna norvegica, Serie .B., 43(2): p. 63 – 68.
- PELIKÁN, J., 1946. Nové nálezy třásněnek z Mohelnské rezervace. Entomol. Listy, 9: p. 56 – 59.
- PELIKÁN, J., 1947: Corticikolní Třásněnky. – I. *Eurytrichothrips affinis* (O. M. Reuter). (Thysanoptera.), *Entomologické listy (Folia entomologica)*, 10: p. 43-56.
- PELIKÁN, J., 1950: K poznání *Poecilothrips albopictus* UZEL. Entomologické listy. (Folia entomologica), 13: p. 152-163.
- PELIKÁN, J., 1952: Přehled třásnokřídých z Československa. Entomologické listy. (Folia entomologica), 15: p. 185-195.
- PELIKÁN, J., 1957. Řád třásnokřídli – Thysanoptera. In: KRATOCHVÍL, J., (ed.), Klíč zvířeny ČSR. Vol 2. ČSAV, Praha, p. 9 – 34.
- PELIKÁN, J., 1995: Thysanoptera. Terrestrial Invertebrates of the Pálava Biosphere Reserve of UNESCO. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biológia 92: p. 137-146.
- PIELOU, E. C., 1966. The measurment of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Ecology, 13: p. 131 – 144.
- PLESNÍK, P., 2002. Fytogeograficko-vegetačné členenie. M 1:1 000 000, p.113. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- POST, R. L., COLBERG, W. J., 1958: Barley thrips in North Dakota, Circ. N. Dak. agric. Coll. Extn. Serv., A-292.
- PRIESNER, H., 1964. Ordnung Thysanoptera (Fransenflugler, Thripse). Akademie Verlag – Berlin, 230 pp.
- PUŠKÁROVÁ, K., MICHÁLKA, R., KOTHAJOVÁ, H., RUŽIČKOVÁ, J., 2008: Projekt ochrany chráneného areálu Martinský les. ŠOP SR, Regionálne centrum ochrany prírody v Bratislave, 14 pp.
- RIMARČÍK, M., 2007: Štatistika pre prax. 1. vydanie, 200 pp. Dostupné : http://rimarcik.com/Statistika_pre_prax.pdf .
- RUŽIČKOVÁ, J., 2003. Fragmenty lesov Trnavskej pahorkatiny vo vzťahu k biodiverzite rastlínstva. (Dizertačná práca). Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava, 134 pp.
- RUŽIČKOVÁ, J., 2008. Hodnotenie konektivity Biokoridorov v Juhozápadnej časti Trnavskej Pahorkatiny. Venkovská krajina, Česká společnost pro krajinnou ekologii – Regionální

- organizace CZ – IALE, zo ČSOP Veronica/Centrum Veronica Hostětín, příspěvky z konference 23 – 25 května 2008 v Hostětíně, Bíle Karpaty, Česká republika p. 112 – 118.
- SĘCZKOWSKA, K., 1970: Wstępne obserwacje nad biologią i występowaniem *Limothrips denticornis* Hal. (Thysanoptera). Ann UMCS, 44, C, Lublin, 25: p. 303 – 312.
- SĘCZKOWSKA, K., 1971: Przyłżeńce (Thysanoptera) zebrane z drzew i krzewów na terenie województwa lubelskiego. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Lublin – Polonia, 26 (15): p. 177-185.
- SĘCZKOWSKA, K., 1972: Badania nad przyłżeńcami (Thysanoptera) ściółki na terenie Lubelszczyzny. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Lublin – Polonia, 27 (6): p. 71-77.
- SEMENCHENKO, V.P., MOROZ, M.D., 2005: Comparative Analysis of Biotic Indices in the Monitoring System of Running Water in a Biospheric Reserve. Water Resources, 32 (2): p. 200 – 203.
- SCHLIEPHAKE, G., KLIMT, K., 1979. Thysanoptera. Die Tierwelt Deutschland, 66. G. Fischer Verlag, Jena, 477 pp.
- SCHUBERT, T., 1985: Bioindikation in Terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verl., Stuttgart, 327 pp.
- SIERKA, W., FEDOR, P. J., 2004a. Wciornastki (Insecta, Thysanoptera). Uniwersytet Śląski, Katowice, Poland, 174 pp.
- SIERKA, W., FEDOR, P. J., 2004b. Gatunki wciornastków (Insecta, Thysanoptera) polskiej i słowackiej części Karpat, The Thrips (Insecta, Thysanoptera) of polish and slovakian Carpathians. Thysanopterica, Pismo entomologiczne 1(1), Katowice, p. 58 – 72.
- SIERKA, W., HALGOŠ, J., 2003. The Thrips (Insecta, Thysanoptera) of the Šúr National Nature Reserve near Bratislava, Slovakia. Entomofauna carpathica, 15: p. 14 – 19.
- SKUHRAVÝ, V., NOVÁK, K., STARÝ, P., 1959: (SKUHRAVÝ et al., 1959). Entomofauna jetele (*Trifolium pratense* L.) a její vývoj. Rozpr. Čsl. Akad. Věd., 69: p. 1-83.
- SPELLERBERG, I. F., 1991: Monitoring ecological change. Cambridge University Press, 344 pp.
- SPELLERBERG, I. F., FEDOR, P. J., 2003. A tribute to Calude Shannon (1916 – 2001) and a plea for more rigorous use of terms such as species richness, species diversity and the „Shannon – Wiener“ Index. Global Ecology and Biogeography, 12(3): p. 177 – 179.
- STANÍKOVÁ, I., et al., 1993. Regionálny územný systém ekologickej stability Bratislava – vidiek. MŽP SR, Bratislava.
- STAŠIOV, S. 2001. Vybrané skupiny epigeickej makrofauny (Opiliona, Diplopoda a Chilopoda) ako indikátory stavu vrchnej pôdnej vrstvy v podhorskej bučine. Technická Univerzita vo Zvolene. Vedecké štúdie 8/2001/A, 88 pp.

- STRAKA, V., MAJZLAN, O., 2008. Dvojkrídlovce (Diptera) Martinského lesa pri Viničnom (Južné Slovensko). *Naturae Tutela* 12, Liptovský Mikuláš, p. 69 – 78.
- ŠMIHELOVÁ, N., 2000. Hodnotenie ekologicky významných segmentov krajiny z hľadiska diverzity v katastrálnom území Senec. (Diplomová práca). Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava, 80 pp.
- ŠŤASTNÝ, P., NIEPLOVÁ, E., MELO, M., 2002a. (ŠŤASTNÝ et al., 2002a). Priemerná teplota vzduchu v januári. M 1:2 000 000, p. 99. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344pp.
- ŠŤASTNÝ, P., NIEPLOVÁ, E., MELO, M., 2002b. (ŠŤASTNÝ et al., 2002b). Priemerná teplota vzduchu v júli. M 1:2 000 000, p. 99. In: MŽP; SAŽP: Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1.vyd. Bratislava, Banská bystrica, 344 pp.
- ŠTEPANOVÍČOVÁ, O., 1958. Druhý príspevok o entomofaune tabakových polí. II. Thysanoptera, III. Homoptera – Auchenorrhyncha. *Acta Fac. Rer. Nat. Univ. Com. Tom. II. fasc. Vii – IX*, p. 534 - 548.
- THIENEMANN, A., 1918: Lebensgemeinschaften und Lebensraum. *Naturwissen-schaftliche Wochenschrift*, 17: p. 26-33.
- THIENEMANN, A., 1920: Die Grundlagen der Biocenotik und Monards faunistische Principien. *Festech. Zschokke*, 4: 1-14.
- TUF, I.H. 2002. Contribution to the knowledge of vertical distribution of soil macrofauna (Chilopoda, Oniscidea) in floodplain forest. In: TAJOVSKÝ, K., BALÍK, V., PIŽL, V. (eds.) 2002. *Studies on Soil Fauna in Central Europe. Proc. 6th CEWSZ. Ústav půdní biologie, Akademie Věd ČR, České Budějovice*. p. 241-246.
- ULITZKA, M. R., FUNKE, W., 1997: Thysanopterenzönosen von Waldern und Streuobstwiesen in Süddeutschland. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.*, 11: p. 673-676.
- ULITZKA, M., R., FUNKE, W., 1999. *Fransefluglergesellschaften deutscher wälder (Insecta, Thysanoptera)*. Universitätsverlag GmbH Ulm, Elektronische Buch (cd – nosič).
- VASILIU-OROMULU, L., 2002: The study of thrips fauna (Insecta: Thysanoptera) from the quercus-forest of the Romanian plain. *Entomologica romanica*, 7: p. 25-34.
- VASILIU-OROMULU, L., 2004: The study of thrips fauna from the romanian carpathians (Insecta: Thysanoptera). *Acta Zoologica Universitatis Comenianae*, 46 (2): p. 95 – 106.
- VASILIU-OROMULU, L., 2007: Thysanoptera (Insecta: Thysanoptera) populations, bioindicators on mining spoil material sites in the Retezat and Tarcu-Godeanu Massifs. *Entomologica romanica*, 12: 325-341.
- VASILIU-OROMULU, L., JENSER, G., 2008: *Frankliniella intonsa* (Trybom 1895) a very sensitive bioindicator of air pollution. *Acta phytopathologica et entomologica Hungarica*, 43 (2): 405-412.

- WOODIWISS, F. S., 1964. The Viological System of Stream Classification Used by the Trent River Board. *Chemy. indust.*, 11, p. 443 – 447.
- ZAWIRSKA, I., 1988: Thysanoptera collected in Poland. *Fragm. faun.*, 31 (13): p. 361-410.
- ZIMMERMAN, M. C. 1993: The use of the biotic index as an indication of water quality. In: GOLDMAN, C.A., HAUTA, P.L., O'DONNELL, M.A. ANDREWS, S. E. and VAN DER HEIDEN, R., (eds): *Tested studies for laboratory teaching, Volume 5 Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE)*, 115 pages.
- ZUR STRASSEN, R., 2003. *Die Terebranten Thysanopteren Europas und des Mittelmer – Gebietes.* Goecke and Evers, Keltern, 277 pp.

VEĽKOSŤ SAMÍC MODLIVIEK VPLÝVA NA ICH REAKČNÝ ČAS PRI LOVE POTENCIÁLNEJ KORISTI

Pavol Prokop

Katedra biológie PdF TU, Priemyselná 4, 918 43 Trnava, e-mail: pavol.prokop@truni.sk

Abstract: Prokop, P., *Body size of female mantis influences its reaction time during the capture of potential prey*, Acta Fac. Paed. Univ. Tyrnaviensis, Ser.B, 2015, no.17, pp. 108-114.

Female biometry may correlate with the responsibility and preparedness to attack potential prey. I examined influences of female body mass and pronotum length of response time when the female was placed near potential prey in the European mantis, *Mantis religiosa*. In contrast to expectations, females with longer pronotum length showed longer reaction time compared with females with shorter pronotum length. Mating status did not influence female reaction time significantly, but virgin females tended to react quicker than non-virgin females. Interestingly, female pronotum length tended to positively correlate with copulation duration in a subsample of non-virgin females. These data provide no evidence on the idea that body size correlates with readiness to attack potential prey in mantids.

Kľúčové slová: kanibalizmus, modlivka zelená, *Mantis religiosa*, potrava

Úvod

Sexuálny kanibalizmus je definovaný ako atakovanie a následná konzumácia sexuálneho partnera pred, počas alebo tesne po kopulácii (ELGAR, 1992; ELGAR, SCHNEIDER 2004; WILDER et al. 2009; SCHNEIDER, 2014). Z doteraz publikovaných údajov je známe, že sa vyskytuje len u bezchordátov, a to najmä u pavúkov a modliviek (POLIS, 1981, ELGAR 1992, ELGAR, SCHNEIDER, 2004). Kanibalizmus môže byť podľa súčasných hypotéz minimálne pre samice adaptívny alebo neadaptívny (WILDER et al. 2009; KRALJ-FISER et al. 2013; SCHNEIDER, 2014). Z adaptívneho hľadiska môže byť kanibalizmus extrémnou formou výberu a diskriminácie vhodného partnera (ELGAR a NASH 1998; PRENTER et al. 2006), alebo to môže byť forma predácie zo strany samice (BIRKHEAD et al. 1988; NEWMAN, ELGAR 1991; ANDRADE, 1998). Z ďalších výhod kanibalizmu možno spomenúť napr. zvýšený fertilizačný úspech napadnutých samcov a/alebo zvýšenie kvality potomstva (BUSKIRK et al. 1984; ANDRADE, 1996).

Z hľadiska hypotéz koncentrujúcich sa na predáciu samíc, ako alternatívnej formy získania potravy, HURD et al. (1994) zistili, že modlivky *Tenodera sinensis* feromónmi lákajú a atakujú samce aj potom, ako už boli spárené, takže svoju sexuálnu atraktivnosť zneužívajú na to, aby samcov oklamali. K lákaniu a zabíjaniu samcov dochádza špeciálne u samíc modliviek, ktoré sú v horšej fyzickej kondícii (BARRY, 2015). PROKOP a VÁCLAV (2008) zistili, že najnebezpečnejšie boli pre samcov samice modliviek, ktoré dosiahli reprodukčnú zrelosť skôr a tieto samice boli väčšie ako tie, ktoré dospeli neskôr. Aj keď je práca na kanibalské správanie modliviek podstatne menej ako práca na kanibalizmus pavúkov, podľa modelu ARNQVISTA A HENRIKSSONA (1997) môže byť u pavúkov kanibalizmus neadaptívny, pretože agresívne samice útočia na korisť alebo na samcov bez toho, aby medzi nimi diskriminovali. Nepriamo sa to zhoduje s údajmi PROKOPA a VÁCLAVA (2008), pretože samice v ich štúdiu možno pohlavne dospeli skôr kvôli vyššej agresivite (t.j. prijali viac potravy a možno boli kanibalské už ako nymfy). Podľa toho modelu sa môžeme domnievať, že väčšie samice by mali byť reaktívnejšie na potenciálnu korisť ako menšie samice a ich reprodukčný status by nemal mať na reakčný čas žiaden vplyv.

Metodika

Podmienky odchyty a chovu

Nymfy modliviek boli získavané v júni 2014 individuálnym zberom na ruderálnych stanovištiach v okolí Pezinka (48° 17' N, 17° 16' E). Odchytené jedince boli umiestnené do sklenených pohárov s objemom 0,7l pokrytých jemnou tkaninou. Všetky modlivky boli nakoniec umiestnené na krytom mieste, aby sme zabránili ich vystaveniu priamemu slnečnému žiareniu a dažďu. Vodu dostávali modlivky denne pomocou rozprašovača a korisť dostávali zhruba 3× týždenne (čerstvo nasmykané koníky). Keď modlivky dosiahli pohlavnú dospelosť (20 – 32 dní po poslednom zvlečení, Lawrence 1992), boli rozdelené náhodným spôsobom do jednej z dvoch experimentálnych skupín: nespárené (N = 32) a spárené (N = 31). Párenie prebiehalo v čase medzi 9 – 16 hod. Tak, že samica bola experimentátorom uchopená do ruky a fixovaná tkaninou, aby nemohla žiadnym spôsobom atakovať samca. Samec bol k samici priložený odzadu a po začiatku kopulácie bol pár umiestnený do pohára (4l), kde bol sledovaný až do konca kopulácie. Priemerná dĺžka kopulácie bola 198 min (SE = 12, rozsah: 89 - 434 min, N = 31), čo je podobné, ako v predošlých štúdiách (Prokop a Václav, 2005, 2008). Na tomto mieste možno aj podotknúť, že jedna z kopulácií, ktorá trvala 434 min. je vôbec najdlhšou publikovanou kopuláciou tohto druhu (porovnaj s ROEDER, 1935; LAWRENCE, 1992; PROKOP a VÁCLAV, 2005, 2008). Nespárené samice boli rovnako fixované experimentátorom, ale samce boli na ich chrbty iba na krátku dobu priložené bez toho, aby došlo ku kopulácii.

Postup pri experimente

Po kopulácii boli samice potravne deprivované 5 dní, aby sa tak zvýšila pravdepodobnosť, že budú útočiť na potenciálnu korisť (KYNASTON et al. 1994; PROKOP a VÁCLAV, 2005). Potom boli samice náhodne rozdelené do jednej z dvoch skupín, pričom v jednej skupine mali možnosť zaútočiť na zmrazeného koníka (*Chrysocraon dispar*) a v druhej skupine na zmrazeného samca modlivky. Korisťou aj modlivkou sa pomaly pohybovalo v zornom poli samice tak, že zmrazené objekty boli pripevnené na tenký drôt a celý experiment prebiehal na dne akvária s rozmermi $30 \times 20 \times 20$ cm. Meral sa čas od začiatku experimentu po prvú reakciu samice (útok na objekt alebo odvrátenie samice a jej odchod na iné miesto). Keďže rozdiely v útokoch na samcov a korisť neboli predmetom tejto práce, reakčný čas bol kontrolovaný typom objektu (samec alebo koník) pomocou reziduálnej analýzy. Pred experimentom boli samice vážené na digitálnych analytických váhach a ich pronótum bolo merané pomocou digitálneho posuvného meradla. Pomocou analýzy variancie (ANOVA) sa nezistil rozdiel v hmotnosti alebo v dĺžke pronóta medzi samicami z jednotlivých skupín. V prípade, ak samica nereagovala na objekt do 20 min, experiment bol prerušený a zopakovaný na ďalší deň.

Výsledky

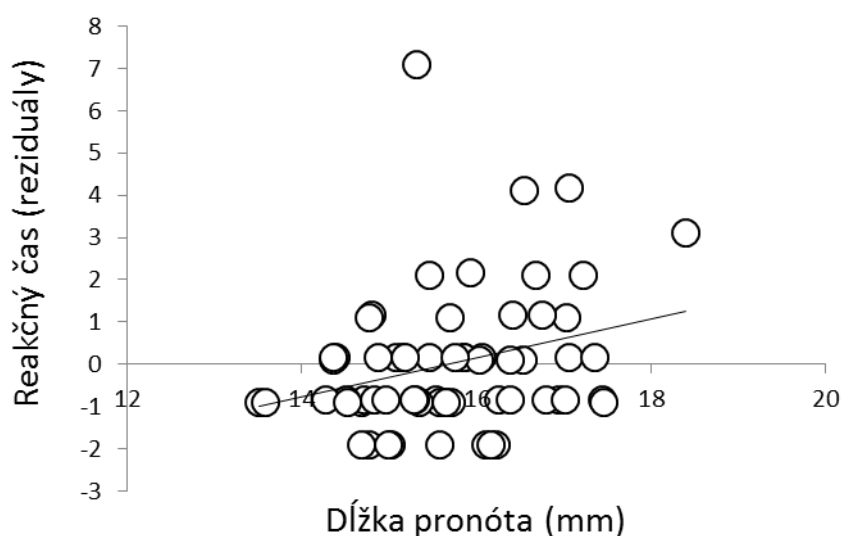
Viacnásobná kroková regresia (forward-stepwise metóda) vyústila do štatisticky signifikantného modelu ($R^2 = 0,13$, $F_{2,60} = 4,37$, $p = 0,02$). Ako je uvedené v Tabuľke 2, hmotnosť a vek samíc do finálneho modelu nevstúpili. Z dvoch premenných, ktoré sa do modelu dostali mala štatisticky signifikantný vplyv na reakčný čas dĺžka pronóta. Čím bolo pronótum dlhšie, tým bol aj reakčný čas na potenciálnu korisť dlhší (graf 1).

Reprodukčný status do modelu síce vstúpil, ale nebol úplne signifikantný. Nespárené samice mali tendenciu reagovať na potenciálnu korisť rýchlejšie ako spárené (graf 2).

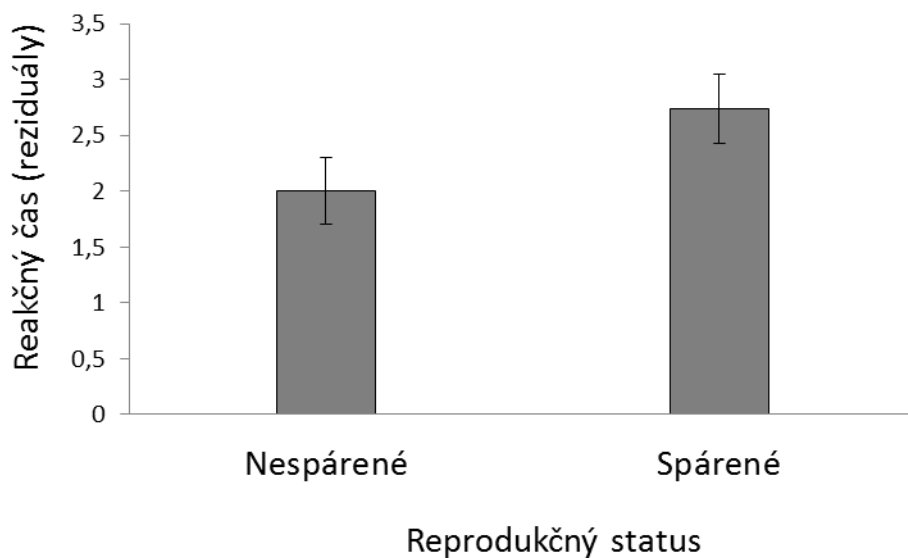
Tabuľka 1: Viacnásobná regresia (forward-stepwise metóda) na reakčný čas kontrolovaný typom potenciálnej koristi. Hmotnosť a vek samíc boli z modelu automaticky vylúčené.

	β	SE z β	t(60)	p
Abs. člen			-1.95	0.06
Pronótum	0.29	0.12	2.37	0.02
Reprodukčný status	0.21	0.12	1.77	0.08

Graf 1: Súvislosť medzi dĺžkou pronóta a reakčným časom pri kontakte samíc modliviek s potenciálnou korisťou



Graf 2: Vplyv reprodukčného statusu samíc na ich reakčný čas pri kontakte s potenciálnou korisťou



Keďže iné premenné týkajúce sa reprodukčného statusu samíc neboli merané, údaje o spárených samiciach (dĺžka kopulácie) boli podrobené ďalším korelačným analýzám. Dĺžka kopulácie bola definovaná ako závislá premenná a reakčný čas, dĺžka pronóta, hmotnosť a vek samíc boli prediktory. Model lineárnej regresie nebol štatisticky významný ($R^2 = 0,09$, $F_{1,29} = 2,83$,

$p = 0,10$) a do modelu vstúpila iba dĺžka pronóta. Čím bolo pronótum dlhšie, tým mali samice tendenciu dlhšie kopulovať, hoci nie štatisticky významne ($\beta = 0,3$, $t_{60} = 1,68$, $p = 0,1$).

Diskusia

V prezentovanom výskume sa nepotvrdila očakávaná súvislosť medzi veľkosťou samíc a reakčným časom na potenciálnu korisť. Výsledky síce boli signifikantné, ale korelácie boli presne opačné ako sa očakávalo. Čiže väčšie samice reagovali pomalšie ako menšie samice. Dá sa to vysvetliť tým, že menšie samice kompenzujú svoju nižšiu atraktivnosť (BONDURIANSKY, 2001; LELITO a BROWN, 2006) tým, že ulovia viac koristi a svoju atraktivnosť pre samcov dodatočne zvýšia zväčšením abdómenu.

Reprodukčný status v súlade s hypotézou neovplyvnil reakčný čas signifikantne, ale treba podotknúť, že tendencia bola a to v rozpore s predpokladmi. Spárené samice, ktoré už boli inseminované by mali reagovať rýchlejšie, keď chcú získať ďalšiu potravu na produkciu vajíčok (napr. ARNQVIST a HENRIKSSON 1997), ale v predloženom experimente mali samice tendenciu reagovať skôr opačne, t.j. nespárené samice reagovali rozhodnejšie. Je celkom možné, že do hry vstupovali ďalšie premenné, akými je napr. pravdepodobnosť, že stretnú iného samca (NEWMAN a ELGAR, 1991; PROKOP a VÁCLAV, 2008), ale vek samíc analýzy neovplyvnil. Bolo by preto vhodné manipulovať vek samíc tak, že by boli do experimentov zaradené samice, ktoré práve dospeli a oveľa staršie samice. Rizikom takéhoto prístupu je však priebežné kladenie ooték a rapídne zmeny v hmotnosti starších samíc.

Zaujímavé je, že väčšie samice mali tendenciu kopulovať dlhšie, čo sa dá vysvetliť tým, že na väčší počet vajíčok potrebujú viac spermií – ak by bola táto hypotéza správna, dá sa očakávať, že kopuláciu majú pod kontrolou samice, nie samce. V predošlých výskumoch však s dĺžkou kopulácie korelovala telesná kondícia samca, nie samice (PROKOP a VÁCLAV, 2005), takže dĺžka kopulácie je zrejme veľmi variabilnou premennou, ktorú mohlo ovplyvniť viacero doposiaľ neznámych činiteľov.

Záverom možno konštatovať, že samice modlivky zelenej nereagujú na potenciálnu korisť tak, ako by sa dalo očakávať. V ďalšom výskume by bolo treba analyzovať údaje na základe väčších vzoriek a zároveň v prírode preukázať, že agresívne samice majú nižší reprodukčný úspech ako menej agresívne samice. Zároveň by bolo vhodné experimentálne dokázať, či sú menšie samice agresívnejšie ako väčšie a zároveň či je kanibalizmus formou zvyšovania vlastnej atraktivnosti voči samcom.

Pod'akovanie

Manipulácia s modlivkami bola v súlade s výnimkou udelenou MŽP, č. 6652/2012-2.2. Tento projekt bol finančne podporený projektom VEGA č. 2/0033/12.

Literatúra

- ANDRADE, M.C.B. (1996) Sexual selection for male sacrifice in the redback spider. *Science* 271: 70–72
- ANDRADE M. C. B. (1998) Female hunger can explain variation in cannibalistic behavior despite male sacrifice in redback spiders. *Behav Ecol* 9: 33–42
- ARNQVIST, G., HENRIKSSON, S. (1997) Sexual cannibalism in the fishing spider and a model for the evolution of sexual cannibalism based on genetic constraints. *Evol Ecol* 11: 255–273
- BARRY, K. L. (2015) Sexual deception in a cannibalistic mating system? Testing the Femme Fatale hypothesis. *Proc Roy Soc Lond B* 282: 20141428
- BIRKHEAD, T. R., LEE, K.E., YOUNG, P. (1988) Sexual cannibalism in the praying mantis *Hierodula membranacea*. *Behaviour* 106: 113–118
- BONDURIANSKY, R. (2001) The evolution of male mate choice in insects: a synthesis of ideas and evidence. *Biol Rev* 76: 305–339
- BUSKIRK, R. E., FROHLICH, C., ROSS, K.G. (1984) The natural selection of sexual cannibalism. *Am Nat* 123: 612–625
- ELGAR, M. A. (1992) Sexual cannibalism in spiders and other invertebrates. In: Elgar MA, Crespi BJ, eds. *Cannibalism: ecology and evolution among diverse taxa*. Oxford University Press; New York. pp. 129–156
- ELGAR, M. A., SCHNEIDER, J. M. (2004) Evolutionary significance of sexual cannibalism. *Adv Stud Behav* 34: 135–164
- HURD, L. E., EISENBERG, R. M., FAGAN, W. F., TILMON, K. J., SNYDER, W. E., VANDERSALL, K. S., DATZ, S.G., WELCH, J. D. (1994) Cannibalism reverses male-biased sex-ratio in adult mantids - female strategy against food limitation. *Oikos* 69: 193–98
- KRALJ-FIŠER, S., SCHNEIDER, J. M., KUNTNER, M. (2013) Challenging the aggressive spillover hypothesis: Is pre-copulatory sexual cannibalism a part of a behavioural syndrome? *Ethology* 119: 615–623
- KYNASTON, S. E., MCERLAIN-WARD, P., MILL, P.J. (1994) Courtship, mating behaviour and sexual cannibalism in the praying mantis, *Sphodromantis lineola*. *Anim Behav* 47: 739–741
- LAWRENCE, S. E. (1992) Sexual cannibalism in the praying mantid, *Mantis religiosa*: a field study. *Anim Behav* 43: 569–583

- LELITO, J. P., BROWN, W. D. (2006) Natural history miscellany - Complicity or conflict over sexual cannibalism? Male risk taking in the praying mantis *Tenodera aridifolia sinensis*. *Am Nat* 168: 263–269
- NEWMAN, J. A., ELGAR, M. A. (1991) Sexual cannibalism in orb-weaving spiders: an economic model. *Am Nat* 138: 1372–1395
- POLIS, G. A. (1981) The evolution and dynamics of intraspecific predation. *Annu Rev Ecol Syst* 12: 225–251
- PRENTER, J., MACNEIL, C., ELWOOD, R. W. (2006) Sexual cannibalism and mate choice. *Anim Behav* 71: 481–490
- PROKOP, P., VÁCLAV, R. (2005) Males respond to the risk of sperm competition in the sexually cannibalistic praying mantis *Mantis religiosa*. *Ethology*, 111: 836–848
- PROKOP, P., VÁCLAV, R. (2008) Seasonal aspects of sexual cannibalism in the praying mantis (*Mantis religiosa*). *J Ethol* 26: 213–218
- ROEDER, K. D. (1935) An experimental analysis of the sexual behavior of the praying mantis (*Mantis religiosa*). *Biol Bull* 69: 203–220
- SCHNEIDER, J. M. (2014) Sexual cannibalism as a manifestation of sexual conflict. *Cold Spring Harb Perspect Biol* 6: a017731.
- WILDER, S. M., RYPSTRA, A. L., ELGAR, M. A. (2009) The importance of ecological and phylogenetic conditions for the occurrence and frequency of sexual cannibalism. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40: 21–39

Odborné články

PUBLIKAČNÉ MOŽNOSTI PRE DOKTORANDOV VO VEDECKOM ČASOPISECKOM PROSTREDÍ

Veronika Rezáková¹, Katarína Dobrotková¹

1) Katedra biológie PdF TU, Priemyselná 4, 918 43 Trnava

Abstract: Rezáková,V., Dobrotková, K., *Publishing opportunities for PhD students in scientific journals, Acta Fac. Paed. Univ, Tyrnaviensis, Ser.B, 2015, no.17, pp. 116-120.*

Slovak and foreign journals offer relatively broad publishing opportunities for PhD biology students. The criteria for choosing the right magazine are their scientific character, impact factor and also research focus. This article contains list of Slovak and foreign scientific journals offering publishing space for potential contributors.

Kľúčové slová: publikovať, vedecký časopis, doktorand

Slovenská i zahraničná časopisecká scéna ponúka pre vedcov i výskumníkov široké publikačné možnosti. Kvalitatívna úroveň časopisov sa však od prípadu k prípadu líši. Prvým kritériom pri voľbe periodika by mal byť jeho vedecký alebo odborný charakter. Na vyššej úrovni z hľadiska citovanosti a renomé sa nachádzajú vedecké časopisy, a to predovšetkým tie indexované v databáze Web Of Science a Scopus. Ďalším dôležitým kritériom je impact faktor časopisu. Je to hodnota, ktorá vyjadruje podiel medzi počtom citácií daného časopisu a počtom publikovaných článkov daného časopisu za určité obdobie (PROKOP, 2015). Počíta sa na tri desatinné miesta podľa počtu článkov a citácií, ktoré za dané obdobie články dosiahli (GRIM, 2009). Doktorand hľadajúci vhodné periodikum pre svoj príspevok by sa však zároveň mali mať na pozore pred fiktívnymi redakciami a časopismi, ktoré sa od autorov snažia získať finančnú čiastku za neexistujúci publikačný priestor.

Pri výbere časopisu nesmieme opomenúť aj jeho zameranie. Zameranie časopisu by sme si mali dobre všimnúť ešte pred odoslaním článku – niekedy z názvu nevyplýva, na čo sa časopis orientuje. Napr. *Journal of Biology* je zameraný na morskú biológiu a *Journal of Ecology* výslovne na ekológiu rastlín. *Journal of Research in Science Teaching* je napríklad zameraný na kvalitatívny aj kvantitatívny výskum, preto ak máme výsledky získané len jednou z týchto metód, nemali by sme zbytočne strácať čas odosielaním článku do nevhodného časopisu (PROKOP, 2015).

V tabuľke 1 uvádzame výber zo slovenských aj zahraničných vedeckých časopisov spolu s impakt faktorom ako výber z možného publikačného priestoru pre potenciálnych prispievateľov.

Tabuľka 1: Výber medzinárodných časopisov ako možného priestoru pre publikovanie doktorandov

ČASOPIS	VYDAVATEĽ	CHARAKTERISTIKA	ÚDAJ O IF Z ROKU	IF
ADVANCES IN PHYSIOLOGY EDUCATION	The American Physiological Society	Vydáva popisy recenzovaných nových stratégií pre výučbu, kritické recenzie súčasnej pedagogickej praxe, výsledky najnovších výskumov a recenzie učebníc a počítačových softvérov.	2014	0,944
BIOCHEMISTRY AND MOLECULAR BIOLOGY EDUCATION	International Union of Biochemistry and Molecular Biology	Jeho cieľom je zlepšiť prípravu učiteľov biochémie, molekulárnej biológie a príbuzných vied podporou šírenia vzdelávacích materiálov.	2014	0,654
ENVIRONMENTAL EDUCATION RESEARCH	Routledge	Uverejňuje dokumenty a správy o všetkých aspektoch ekologickej výchovy.	2013	1,295
EURASIA JOURNAL OF MATHEMATICS, SCIENCE AND TECHNOLOGY EDUCATION	iSER Publications	Uverejňuje články v oblasti vzdelávania matematiky, prírodných vied, zdravotníctva, technológií a environmentálnej výchovy	2014	1,016
INTERNATIONAL JOURNAL OF SCIENCE EDUCATION	Routledge	Zameriava sa na výskumy, inovácie a vývoj pedagogickej praxe realizovaných v systémoch škôl, vysokých škôl a univerzít.	2014	1,132
INTERNATIONAL JOURNAL OF SCIENCE AND MATHEMATICS EDUCATION	Springer	Vydáva články o rôznych témach a výskumných metódach v oblasti vzdelávania prírodných vied a matematiky. Časopis tiež publikuje štúdie, ktoré skúmajú využitie rôznych výukových a študijných stratégií v rôznych kultúrnych a medzi predmetových súvislostiach.	2014	0,575
JOURNAL OF BIOLOGICAL EDUCATION	Routledge	Publikuje informácie, myšlienky, názory a pokroky v biologickom výskume a vo výučbe biológie, má snahu minimalizovať hranice medzi praxou a výskumom.	2014	0,324
JOURNAL OF BALTIC SCIENCE EDUCATION	SMC „Scientia Educologica“	Ponúka teoretické, experimentálne a metodické štúdie v oblasti prírodovedného vzdelávania.	2014	0,448

JOURNAL OF SCIENCE EDUCATION AND TECHNOLOGY	Springer	Ponúka širokú škálu výskumov zameraných na zlepšenie a posilnenie vedeckého vzdelávania na všetkých úrovniach. Zaoberá sa učebným procesom, technológiami vo výučbe aj vzdelávacími metódami.	2014	1,214
JOURNAL OF RESEARCH IN SCIENCE TEACHING	John Wiley & Son	Publikuje príspevky pre výskumných pracovníkov v oblasti prírodovedného vzdelávania v otázkach výučby a politiky vzdelávania prírodných vied.	2014	3,126
RESEARCH IN SCIENCE EDUCATION	Springer	Publikuje výskumy zamerané na prírodovedné vzdelávanie, ktoré skúmajú ako sa vzťahuje neformálne vzdelávanie k vzdelávaniu v prírodných vedách.	2014	0,806
SCIENCE EDUCATION	John Wiley & Son	Publikuje články o najnovších problémoch a trendoch v učebných osnovách, vzdelávaní a príprave učiteľov prírodovedných predmetov s cieľom presadzovať znalosti z teórie vzdelania vedy a praxe	2014	2,825
SCIENCE & EDUCATION	Springer	Publikuje výskumy, ktoré využívajú prístupy z histórie, sociológie a filozofie aby zlepšili učenie a študijné programy v matematike a prírodných vedách.	2014	0,634
STUDIES IN SCIENCE EDUCATION	Routledge	Publikuje analytické výskumy zamerané na kľúčové problémy a témy v prírodovednom vzdelávaní	2014	2,083
THE AMERICAN BIOLOGY TEACHER	National Association of Biology Teachers	Vydáva články zamerané na trendy vo vyučovaní biológie. Tiež články zamerané na stratégiu vyučovania biológie v triedach, laboratóriách a v terénnych prácach.	2014	0,260

Ďalší publikačný priestor pre doktorandov študujúcich biologické vedy ponúkajú aj ďalšie časopisy vydávané na Slovensku i v zahraničí. Vo vydavateľstve Edam štvrťročne vychádza časopis **Educational Sciences: Theory & Practise** registrovaný v databázte WOS. Nachádzajú sa v ňom články týkajúce sa všetkých oblastí vzdelávania, teoretických modelov či empirických výskumov. Oficiálny časopis medzinárodnej spoločnosti pedagogického výskumu **International Journal of Environmental and Science Education** registrovaný v databáze Scopus vydáva výskumy z celého sveta, zaoberajúce sa environmentálnym vzdelávaním, výchovou a vzdelávaním v prírodných vedách. Výsledky štúdií o interakcii ľudí a zvierat zo širokej škály odborov ponúka časopis **Anthrozoös**, ktorý vydáva Bloomsbury. Výučba biológie na vysokých školách je predmetom časopisu **Bioscene**, ktorý vydáva združenie univerzitných pedagógov Acube. American Society For

Microbiology je vydavateľom časopisu s názvom **Journal Of Microbiology & Biology Education**, ktorý publikuje doteraz nepublikované štúdie podporujúce vedeckú výučbu vo formálnom aj neformálnom vzdelávaní. **Electronic Journal of Science Education** vydáva Texas Christian University a zameriava sa na články v oblasti prírodovedného vzdelávania, vzdelávanie učiteľov prírodovedných predmetov a environmentálneho vzdelávania. Časopis **European Journal Of Science And Mathematics Education** si kladie za cieľ podnietiť diskusiu o aktuálnych témach vo výučbe vedy a matematiky a podporiť aplikovanie výsledkov v primárnom, sekundárnom a vyššom vzdelávaní. Z dielne vydavateľstva Springer pochádza časopis **Cultural Studies of Science Education**, ktorý výučbu skúma ako medzikulturálny a interdisciplinárny jav. Pragmatické články zamerané na možnosti zlepšenia podmienok na prípravu a nábor učiteľov prírodovedných predmetov publikuje časopis **Journal of Science Teacher Education** z vydavateľstva Springer. Časopis **Biologie – Chemie – Zeměpis**, ktorý vydáva SPN – pedagogické nakladatelství, sa venuje teórii a praxi výučby prírodných vied; učiteľom prináša rozmanité články z prírodovedných odborov a spôsobu ich výučby

Netreba zabudnúť ani na univerzitné časopisy vydávané fakultami, ktoré pre doktorandov tiež môžu byť jednou zo zaujímavých možností. Jedným z mnohých je napr. časopis **Biológia, ekológia, chémia**. Hoci ide o odborný časopis zameraný na problematiku prírodovedného vzdelávania, nájdeme v ňom aj vedeckú rubriku. Prináša informácie o vedeckých objavoch a zaujímavostiach v biológii, ekológii a chémii. Vydavateľom je Pedagogická fakulta Trnavskej univerzity v Trnave. Ďalším z časopisov vydávaných touto fakultou je **Acta Facultatis Paedagogicae Universitatis Tyrnaviensis**, ktorý obsahuje pôvodné práce z oblasti spoločenských a prírodných vied v slovenčine, angličtine a nemčine. Univerzita Komenského v Bratislave je vydavateľom multidisciplinárne orientovaného časopisu **Acta Environmentalica Universitatis Comenianae** zverejňujúceho originálne vedecké práce pôvodného a aplikovaného vedeckého výskumu z oblasti environmentálnych vedných disciplín. U našich západných susedov dávame do pozornosti časopis orientovaný na didaktiku prírodovedných predmetov – matematiky, fyziky, biológie, chémie, geografie, geológie, ktorý pod názvom **ARNICA** vydáva Fakulta pedagogická Západočeskej univerzity v Plzni. Štátna univerzita v Semarangu vydáva časopis **Biosaintifika: Journal of Biology & Biology Education**, publikujúci vedecké články o výsledkoch biologického výskumu a vzdelávania pokrývajúce oblasti biológie, vrátane botaniky, zoológie, ochrany životného prostredia a biotechnológií.

Existuje ešte množstvo ďalších časopisov, v ktorých môžu doktorandi uverejniť výsledky zo svojich výskumov. Dôležité je len vybrať si ten správny časopis a publikovať.

Literatúra

GRIM, T. 2009. IF: *Triky a povery*. Živa, 2009. 57(1): XII–XIII.

PROKOP P., 2015. Ako publikovať v medzinárodných časopisoch. *Juvenilia Pedagogica* 2015, Pedagogická fakulta TU, Trnava, p. 22-28