

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS



PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA 7

Ročník LIV.

Prešov 2012

FOLIA OECOLOGICA 7

PRÍRODNÉ VEDY, LIV.

ISSN 1338-080X



9

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS

PRÍRODNÉ VEDY
FOLIA ECOLOGICA 7

Ročník LIV.



Zostavovatelia: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Mgr. Petra Semancová

Recenzenti: doc. RNDr. Magdaléna Bálintová, doc.
Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Ing. Jana Chovancová, PhD.
prof. RNDr. Oľga Kontrišová, CSc.
Ing. Božena Šoltýsová, PhD.
prof. RNDr. Jozef Terek, PhD.

Redakčná rada:

Predseda: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.

Členovia: Ing. Pavol Balázs, PhD.
prof. RNDr. Róbert Ištók, PhD.
PaedDr. Ján Koščo, PhD.
prof. RNDr. Oľga Kontrišová, CSc.
doc. RNDr. Ivan Šalamon, CSc.
prof. RNDr. Jozef Terek, PhD.
prof. RNDr. Miroslav Papáček, CSc.
prof. Dr. Ján Kišgeci
doc. PaedDr. RNDr. Milada Švecová, CSc.

ISSN1338-080X

OBSAH / CONTENTS

Jana PORHAJAŠOVÁ

Biodiverzita epigeických skupín v podmienkach pestovania rýchlorastúcej vrby košíkárskej (*Salix viminalis* L.)

*Biodiversity of epigeic groups in the conditions of cultivation of fast-growing basket willow (*Salix viminalis* L.)* 5

Norbert BRITAŇÁK – Lubomír HANZES – Iveta ILAVSKÁ – Milan MICHALEC

Zmeny produkcie sušiny nadzemnej fytohmoty údolnej lúky v dôsledku zvyšovania oxidu uhličitého v atmosfére zeme

Changes in above – ground dry matter production of alluvial grassland due to increasing carbon dioxide in earth's atmosphere..... 14

Oľga KONTRIŠOVÁ – Hana OLLEROVÁ – Helena HYBSKÁ – Andrea ZACHAROVÁ – KATARÍNA ZEMČÁKOVÁ

Testovanie toxicity výluhov trosky na semenách borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.)

*Testing slag leachates for toxicity on black pine (*Pinus nigra* Arn.) seeds* 20

Lenka ANGELOVIČOVÁ – Zuzana BOGUSKÁ – Danica FAZEKAŠOVÁ

Koncentrácie ťažkých kovov a druhové zloženie vegetácie na environmentálne zaťaženej lokalite Poráč

Concentration of Heavy metals and species composition of vegetation on environmentally loaded area Poráč 32

Petra SEMANCOVÁ – Dana KOTOROVÁ

Klasifikácia transportnej funkcie v pokusnej lokalite Milhostov

Classification of soil transport function in experimental locality Milhostov.... 40

Helena HYBSKÁ – Juraj HARANDZA

Testovanie ekotoxických vlastností betónových telies s prídavkom zlievarenského odpadu

The testing of the toxicological properties of concrete bodies with Supplement foundry waste 46

Martin LAČNÝ

Environmentálna, sociálna a ekonomická oblasť spoločenskej zodpovednosti podnikov

Environmental, social and economic area of corporate social responsibility 55

Beáta BARANOVÁ – Danica FAZEKAŠOVÁ

Poznatky o vplyve využívania a zaťažovania krajiny človekomna spoločenstvo epigeickej makrofauny a bystrušiek

Knowledges about anthropogenic landscape utilisation and loading effect on epigeal macrofauna and ground beetle community..... 66

Zuzana BOGUSKÁ

Študijný pobyt na katedre botaniky a fyziológie rastlín české zemedelské univerzity v Prahe (správa)

84

**BIODIVERZITA EPIGEICKÝCH SKUPÍN V PODMIENKACH
PESTOVANIA RÝCHLORASTÚCEJ VŔBY KOŠIKÁRSKEJ
(SALIX VIMINALIS L.)**

**BIODIVERSITY OF EPIGEIC GROUPS IN THE CONDITIONS OF
CULTIVATION OF FAST – GROWING BASKET WILLOW
(SALIX VIMINALIS L.)**

*Jana PORHAJAŠOVÁ¹ – Jaroslav NOSKOVIČ – Mária BABOŠOVÁ –
– Alena RAKOVSKÁ*

ABSTRACT

*The aim of this work was to evaluate the biodiversity of epigeic groups occurring in Nitra- Dolná Malanta during two years periode, in the vegetatotionof *Salix viminalis*. Within five sampling sites were obtained by the method of ground traps 7780 ex epigeic animal ingredients. In 2010were acquired 4311 ex of this volume. They were represented by 17 taxonomic groups in 2011 were obtained 3469 ex,they belonged to 15 taxonomic groups. As the dominant epigeic groups in the monitored site featured Formicoidea, Acarina, Collembola, Coleoptera, Araneida. Inthe other groups, such as Dermaptera, Chilopoda, Opilionida was remarked lower receded respectively subreceded representation. Index values were calculated according to Jaccard species identity, which ranged from 72.22 to 92.86% and the identity of domination according to Renkonen ranged from 67.43 to 82.85%. Diversity index valuesin 2010 were 1.9468 and in 2011 was calculated the value 1.6201. The obtained results show the suitability of the environment and reflectit's stability. In addition that *Salix viminalis* is a source of energy, it can be grown on poor quality soil, it improves soil structure, enriches the soil with nutrients, it is also suitable for the treatment of waste water, while creating the appropriate topical and trophic conditions for the existence of epigeic groups.*

Keywords

basket willow, biodiversity, biomass, Coleoptera, epigeic group, renewable energy resources (carriers)

1 doc. Ing. Jana Porhajašová, PhD.,
Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov,
Katedra environmentalistiky a zoológie, Tr. A. Hlinku 2, 949 76, Slovenská republika,
email: jana.porhajasová@uniag.sk

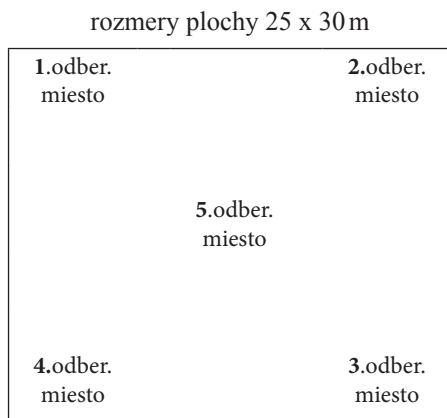
ÚVOD

Jednou z reálnych alternatív využitia poľnohospodárskej pôdy, ktorú nie je rentabilné využívať na produkciu potravín je produkcia biomasy na energetické účely. Takéto energetické porasty možno zakladať, napr. na pôdach nevhodných pre klasickú poľnohospodársku a lesnícku produkciu, na pôdach kontaminovaných, vhodných len na produkciu pre nepotravinárske účely a tiež na zdevastovaných plochách v priemyselných aglomeráciách. Medzi rýchlorastúce dreviny patria, napr. vŕby, topole, javory, agáty, jelše atď. K výhodám pri ich pestovaní patrí predovšetkým kratšia doba medzi výsadbou a ťažbou a fakt, že ročne vyprodukujú väčší objem biomasy a pomôžu tak riešiť nedostatok primárnych zdrojov energie v budúcnosti. Mnohí považujú pestovanie energetických plodín ako zdroja obnoviteľnej energie za nutnosť pri riešení energetickej bilancie na Zemi (ADAM a kol., 2009). Výskumy ukazujú, že pestovanie viacerých odrôd súčasne na jednom pozemku pozitívne ovplyvňuje výšku úrod, čo súvisí s lepšou odolnosťou voči chorobám a škodcom (BEGLEY a kol., 2009; McCRACKEN, DAWSON, 2003; DEMO a kol., 2011). Pestovanie rýchlorastúcich drevín ovplyvňuje aj samotný výskyt prítomných epigeických skupín. PORHAJAŠOVÁ a kol. (2010) sú názoru, že výskyt epigeických skupín živočíchov v prirodzených ekosystémoch, ale i v agroekosystémoch je spätý s celým radom trofických a topických vzťahov, ale i kvantitou antropogénnych vstupov. Druhovú skladbu a početnosť ich výskytu úzko súvisí s typom biotopu, prípadne ich toleranciou na dané podmienky biotopu. LENOIR, LENNARTSSON (2010) uvádzajú ako epigeické skupiny s dominantným výskytom v agroekosystémoch *Araneida*, *Formicoidea* a *Coleoptera*. Následne PETERKOVÁ (2004) dopĺňa, že uvedené skupiny vďaka svojej vysokej abundancii a diverzite významne ovplyvňujú udržiavanie prirodzenej rovnováhy a kolobehu látok a toku energie v ekosystémoch. Primárnou úlohou epigeických skupín je predovšetkým rozklad organickej hmoty, nutné je však podotknúť fakt, že všetky skupiny sa svojou prítomnosťou v ekosystémoch podieľajú a aktívne zapájajú aj do trofického reťazca. Cieľom príspevku je vyhodnotiť biodiverzitu základných epigeických skupín podmienkach pestovania rýchlorastúcej vŕby košíkárskej (*Salix viminalis* L).

MATERIÁL A METÓDY

Odbery epigeického materiálu boli realizované v mesačných intervaloch, počas vegetačného obdobia (v mesiacoch apríl až október), v období rokov 2010 a 2011. Bola použitá metóda zemných pascí (1 litrové fľaše, ktoré sú po okraj naplnené fixačnou tekutinou, 4% formalínoma zhora sú chránené strieškou). Epigeický materiál bol konzervovaný v 75% alkohole a následne determinovaný. V rámci epigeických skupín boli hodnotené kvalitatívne a kvantitatívne ukazovatele: abundancia, dominancia, index druhovej identity podľa Jaccarda (I_J), identita dominancie podľa Renkonena (I_D), stupeň diverzity vypočítaný podľa Shannon-Weavera (d) upravený podľa Schwerdtfegera a celkové zhodnotenie výskytu populácií s vyhodnotením biodiverzity (Losos a kol., 1984).

Zemné pasce boli exponované na lokalite experimentálnej báze SPU Nitra – Dolná Malanta. Rozmery experimentálnej plochy a rozmiestnenie zemných pascí prezentuje obrázok 1. Zemné pasce boli umiestnené v monokultúrne pestovanom poraste rýchlorastúcej vrbý košíkárskej (*Salix viminalis* L.).



Obrázok 1 Organizácia pokusu – rozmiestnenie odberových miest v poraste vrbý košíkárskej na lokalite Nitra – Dolná Malanta, v rokoch 2010 a 2011

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Spoločenstvá prítomných epigeických skupín predstavujú diverzifikovanú zložku pôdnej fauny. Vďaka širokému spektru taxonomických skupín a jednotlivých druhov so špecifickými adaptáciami na pôdne mikrohabitaty a odlišnou senzitivitou voči environmentálnemu stresu sú vhodné pre štúdium vplyvu prírodných, resp. antropogénnych disturbancií na pôdne prostredie (PORHAJAŠOVÁ, 2012).

Zbery epigeického materiálu boli realizované počas dvojnásobného obdobia, rokov 2010 a 2011 na lokalite Nitra – Dolná Malanta, v rámci 5 odberových miest, výsledky sú prezentované v tabuľkách 1 a 2. Zemné pasce boli exponované v poraste vrbý košíkárskej (*Salix viminalis* L.). Získaný epigeický materiál pozostával zo 7 780 zástupcov epigeónu (exemplár = ex), v prospech roku 2010, kedy bolo získaných 4 311 ex, v roku 2011 bolo získaných 3 469 ex. Epigeické skupiny boli zaradené do 18 systematických epigeických skupín, patrili medzi bezstavovce. Zaujímavé je porovnanie s výskytom epigeických skupín v rámci prírodných rezervácií, kde PORHAJAŠOVÁ a kol. (2010) determinovali na lokalite PR Žitavský luh 30 epigeických skupín a v PR Alúvium Žitavy 27 epigeických skupín. V agroekosystéme, kde boli aplikované stanovené dávky maštalného hnoja a biokalu bol zistený výskyt 23 epigeických skupín (POSPÍŠIL a kol., 2009). Jednoznačne možno konštatovať, že nenarušené prírodné prostredie pozitívne ovplyvňuje biodiverzitu epigeických skupín. Pestovanie monokultúr, akým je i pestovanie rýchlorastúcej vrbý sa ukazuje po stránke topickej a trofickej ako menej vyhovujúce. PORHAJAŠOVÁ a kol. (2005) sú názoru, že zistené

epigeické skupiny ako súčasť veľkej skupiny bezstavovcov svojou prítomnosťou poukazujú na viac menej vyvážené podmienky prostredia a tým prispievajú k biodiverzite biotopov.

Z hľadiska časového rozmiestnenia zastúpených skupín, pre ktoré je metóda zberu zemnými pascami relevantná, môžeme na základe abundancie epigeických skupín hodnotiť, že výskyt niektorých skupín počas sledovaných rokov mal vzrastajúcu tendenciu (napr. *Acarina*, *Araneida*, *Coleoptera*, *Diplopoda*, *Opilionida*), u niektorých bola naopak tendencia klesajúca (napr. *Formicoidea*, *Heteroptera*), u ostatných skupín možno výskyt hodnotiť ako nerovnomerný (napr. *Dermaptera*, *Auchenorrhyncha*, *Larvae*). Pod názvom „*Larvae*“ boli determinované, avšak bližšie nezaradené vývinové štádiá prítomných epigeických skupín.

Po zistení abundancie a dominancie jednotlivých skupín epigeického materiálu možno konštatovať, že počas oboch rokov zaznamenali dominantné zastúpenie skupiny *Acarina* (rok 2010 – 13,83 %; rok 2011 – 22,48 %), (tabuľky 1 a 2). Roztoče (*Acarina*) predstavujú druhovo najbohatšiu skupinu pavúkovcov, ich výskyt v biotope je podľa DAVIDA a kol. (2007) podmienený mnohými faktormi, pričom na prvom mieste je to primárna viazanosť na typ substrátu. ČUCHTA, KOVÁČ, MIKLISOVÁ (2008) uvádzajú, že niektoré taxocenózy článkonožcov, ako sú *Acarina*, *Collembola* sú charakteristické vysokou abundanciou, významne ovplyvňujú udržiavanie prirodzenej rovnováhy a kolobehu látok a toku energie v ekosystémoch čo potvrdzuje i naše zistenia. HOLECOVÁ a kol. (2003) uvádza ako dominantnú skupinu v rámci epigeónu spoločenstvá mravcov, ktoré významne ovplyvňujú každú biocenózu, svojou činnosťou urýchľujú napríklad rozklad zvyškov rastlín, prevzdušňujú pôdu a zlepšujú jej štruktúru a kvalitu. U populácie mravcov sme zaznamenali v prvom roku výrazne dominantné zastúpenie 46,73 %, v druhom roku výskyt poklesol na úroveň 7,73 %, ich zastúpenie bolo opäť dominantné.

Coleoptera sú v pôde zastúpené širokým spektrom druhov, popri dospelých jedincoch sa tu nachádzajú aj ich vývinové štádiá (vajíčka, larvy a nymfy instarov). Ich početnosť sa mení v závislosti od podmienok prostredia, v priemere sa na 1 ha nachádzajú asi 2 kg hmyzu. Z uvedeného vyplýva, že výskyt koleopter je v pôde veľmi početný a spolu s chvostoskokmi zastávajú v pôde významné postavenie. V podmienkach monokultúry vrbiny košíkárskej sme zaznamenali dominantné zastúpenie aj u *Coleoptera*: rok 2010 – 6,11 % a rok 2011 – 20,69 % a u skupiny *Collembola*: rok 2010 – 17,16 % a rok 2011 – 7,23 %. Ich výskyt v rámci jednotlivých odberových miest možno hodnotiť ako rovnomerný.

Poslednou skupinou, ktorá v oboch sledovaných rokoch zaznamenala dominantné zastúpenie bola populácia pavúkov (*Araneida*), výskyt ktorej v roku 2010 bol 9,90 % a v roku 2011 takmer 16 %. KROMP & STEINBERGER (1992) zistili, že výskyt populácie pavúkov je bohatší predovšetkým v okrajových častiach poľa, ako v strede poľa, čo sa však v rámci našich zistení nepotvrdilo. U ostatných skupín ako napr. *Heteroptera*, *Dermaptera*, *Chilopoda*, *Isopoda*, *Opilionida* a ďalších, bol zaznamenaný výskyt nižší ako 2 %, t.j. vykázali recedentné, resp. subrecedentné zastúpenie. V tejto súvislosti je nutné skonštatovať, že nie je možné pri všetkých získaných systematických jednotkách bližšie charakterizovať ich výskyt, vzájomné vzťahy a nároky týchto skupín na prostredie.

Tabuľka 1 Zastúpenie epigeických skupín na lokalite Nitra – Dolná Malanta v roku 2010 /porast vrba košíkarska/

Epigeická skupina (1)/ odberové miesto (2)	1.		2.		3.		4.		5.		Spolu (3)	
	ex	%	ex	%	ex	%	ex	%	ex	%	ex (3)	% (4)
Acarina	103	13,57	110	22,92	110	10,65	199	12,96	74	14,73	596	13,83
Araneida	153	20,16	36	7,50	48	4,64	129	8,40	61	12,15	427	9,90
Auchenorrhyncha	2	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,04
Coleoptera	73	9,62	30	6,25	66	6,38	59	3,84	35	6,96	263	6,11
Collembola	169	22,27	41	8,54	80	7,74	357	23,26	93	18,49	740	17,16
Diplopoda	3	0,39	-	-	-	-	8	0,52	6	1,18	17	0,39
Diptera	7	0,92	7	1,46	14	1,35	1	0,06	13	2,58	42	0,97
Dermaptera	1	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,02
Formicoidea	207	27,28	223	46,46	675	65,28	723	47,11	186	36,98	2014	46,73
Heteroptera	-	-	-	-	6	0,58	-	-	1	0,19	7	0,16
Hymenoptera*	5	0,66	2	0,42	-	-	4	0,26	-	-	11	0,25
Chilopoda	-	-	-	-	3	0,29	5	0,35	-	-	8	0,18
Isopoda	21	2,77	-	-	12	1,16	32	2,08	1	0,19	66	1,53
Larvae	15	1,97	15	3,12	18	1,74	14	0,91	31	6,16	93	2,17
Lumbricidae	-	-	-	-	-	-	2	0,13	2	0,39	4	0,09
Opilionida	-	-	16	3,33	2	0,19	1	0,06	-	-	19	0,45
Saltatoria	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	1	0,02
Spolu (3)	759	100,00	480	100,00	1034	100,00	1535	100,00	503	100,00	4311	100,0

*okrem *Formicoidea*

(1) epigeic group, (2) sampling place, (3) total, (4) per cent

Tabuľka 2 Zastúpenie epigeických skupín na lokalite Nitra – Dolná Malanta v roku 2011 / porast vrba košíarska/

Epigeická skupina (1)/ odberové miesto(2)	1.		2.		3.		4.		5.		Spolu (3)	
	ex	%	ex	%	Ex	%	ex	%	ex	%	ex(3)	% (4)
Acarina	345	28,39	89	17,18	280	34,31	58	12,77	8	1,72	780	22,48
Anura	1	0,08	-	-	-	-	-	-	1	0,22	2	0,05
Araneida	213	17,55	61	11,78	91	11,17	87	19,12	94	20,21	546	15,74
Coleoptera	188	15,47	96	18,53	189	23,16	123	27,03	122	26,23	718	20,69
Collembola	81	6,66	39	7,53	65	7,96	19	4,17	46	9,89	250	7,23
Diplopoda	215	17,69	141	27,22	83	10,17	53	11,65	123	26,45	615	17,73
Diptera	4	0,33	1	0,19	3	0,37	3	0,66	3	0,65	14	0,40
Formicoidea	72	5,94	43	8,30	83	10,17	31	6,81	39	8,39	268	7,73
Hymenoptera*	2	0,16	3	0,58	3	0,37	2	0,44	3	0,65	13	0,37
Chilopoda	3	0,25	3	0,58	1	0,12	3	0,66	3	0,64	13	0,37
Isopoda	67	5,51	39	7,54	-	-	10	2,19	15	3,23	131	3,77
Larvae	14	1,15	2	0,38	15	1,84	28	6,15	6	1,29	65	1,87
Lumbricidae	3	0,25	1	0,19	1	0,12	2	0,44	2	0,43	9	0,26
Opilionida	5	0,41	-	-	2	0,24	36	7,91	-	-	43	1,25
Saltatoria	1	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,03
Spolu (3)	1215	100,00	518	100,00	816	100,00	455	100,00	465	100,00	3469	100,0

*okrem *Formicoidea*

Prítomnosť všetkých epigeických skupín odráža kvalitu prostredia. Pri výpočte druhej podobnosti podľa Jaccarda (I_J) sa podobnosť pohybovala od 72,22 do 92,86% a hodnoty identity dominancie podľa Renkonnena (I_D) sa pohybovali od 67,43 do 82,85% (tabuľka 3) a možno ich porovnať s výsledkami vypočítanými v prírodných rezerváciách, kde boli vypočítané hodnoty v intervale od 72 do 84% (PORHAJAŠOVÁ, ŠUSTEK, 2011).

Tabuľka 3 Výsledky indexu druhej identity podľa Jaccarda (I_J) a indexu identity dominancie podľa Renkonnena (I_D) na lokalite Nitra – Dolná Malanta v rokoch 2010 a 2011

/ %/

Odberové miesto (1)	I_J (2)	I_D (3)	Odberové miesto (1)	I_J (2)	I_D (3)
1. – 2.	76,47	82,24	2. – 4.	92,86	75,80
1. – 3.	72,22	71,46	2. – 5.	80,00	80,26
1. – 4.	82,35	67,43	3. – 4.	86,66	81,63
1. – 5.	72,22	79,86	3. – 5.	86,66	69,20
2. – 3.	92,86	82,85	4. – 5.	75,00	75,34

(1) sampling place, (2) species identity index according to Jaccard, (3) index of dominant identity according to Renkonnenn

Ak hodnotíme stabilitu, resp. diverzitu (d) sledovaného spoločenstva, na základe získaných výsledkov, ktoré boli v prvom roku 1,9468 a v druhom roku 1,6201 môžeme konštatovať, že vypočítané hodnoty sú odrazom stability spoločenstva a hlavne podmienok sledovaného biotopu, kde sa navzájom stretávajú abiotické, biotické a antropogénne vzťahy. Pre porovnanie priemerná hodnota indexu diverzity bola v agroekosystéme výrazne ovplyvnenom ľudskou činnosťou 0,90131, čo je reálna hodnota vzhľadom na realizované antropogénne vstupy (PORHAJAŠOVÁ, 2012).

Záverom možno konštatovať, že všetky prítomné populácie sú v nepretržitom stave toku, stretávame sa s natalitou, ale i mortalitou jedincov. Ďalším dôležitým faktorom je ich migrácia alebo aj priestorová aktivita jedincov, môžeme sa stretnúť s emigráciou, imigráciou, irupciou alebo komigráciou. Napriek uvedenému výkyvu v počtosti nie sú neobmedzené, žiadna populácia nerastie bez obmedzenia, resp. druhy vyhynú úplne len vo výnimočných prípadoch. Jedným z hlavných znakov populácie je, že sa uplatňuje relatívna stálosť populácie. Rozpätie, v ktorom veľkosť populácie kolíše sa však u jednotlivých druhov líši.

ZÁVER

Cieľom práce bolo vyhodnotiť biodiverzitu epigeických skupín vyskytujúcich sa na lokalite Nitra – Dolná Malanta počas dvojročného obdobia, v poraste vŕby košíkárскеj (*Salix viminalis*). V rámci piatich odberových miest bolo metódou zemných pasí získaných 7 780 ex epigeickej zložky živočíchov. Z uvedeného množstva bolo v roku 2010 získaných 4 311 ex, ktoré boli zastúpené 17 taxonomickými skupinami,

v roku 2011 bolo získaných 3 469 ex, patrili do 15 taxonomických skupín. Ako dominantné epigeické skupiny na monitorovanej lokalite vystupovali *Formicoidea*, *Acarina*, *Collembola*, *Coleoptera*, *Araneida*. U ostatných skupín, ako napr. *Dermaptera*, *Chilopoda*, *Opilionida* sme zaznamenali nižšie, recedentné, resp. subrecedentné zastúpenie. Boli vypočítané hodnoty indexu druhovej identity podľa Jaccarda, ktoré sa pohybovali od 72,22 do 92,86% a hodnoty identity dominancie podľa Renkonena sa pohybovali v intervale od 67,43 do 82,85%. Hodnoty indexu diverzity boli v roku 2010 1,9468 a v roku 2011 bola vypočítaná hodnota 1,6201. Získané výsledky sú dôkazom vhodnosti daného prostredia a odrážajú jeho stabilitu. Vďaka košíkárskemu okrem toho, že je zdrojom energie, možno ju pestovať na menej kvalitných pôdach, zlepšuje pôdnu štruktúru, obohacuje pôdu o živiny, je vhodná aj na čistenie odpadových vôd, zároveň vytvára vhodné topické a trofické podmienky pre existenciu epigeických skupín.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za podpory projektu VEGA 1/0513/12

LITERATÚRA

- ADAM, Š. – FRATRIČOVÁ, H. – GADUŠ, J. – PORVAZ, P. – NAHACKÝ, J. 2009. Energetické plodiny – ako ďalej? Naše pole, 2009.
- BEGLEY, D. a kol., 2009. Interaction in Short Rotation Coppicewillow, *Salix viminalis* genotype mixtures. Biomass and Bioenergy. Vol. 33, No. 2, 2009. p. 163 – 173.
- ČUCHTA, P. – KOVÁČ, E. – MIKLISOVÁ, D. 2008. Spoločenstvá pôdnych článkonožcov (*Arthropoda*) na lesných plochách TANAP-u poškodených veternou kalamitou s odlišným hospodárením so zvláštnym zreteľom na spoločenstvá chvostoskokov (*Hexapoda*, *Collembola*) obdobie 2005-2006. Polokalamitný výskum v TANAP-e. 2008. s. 33 – 37.
- DAVID, S. – KALIVODA, H. – KALIVODOVÁ, E. – ŠTEFFEK, J. 2007. Xerothermné biotopy Slovenska. Edícia Biosféra – Séria vedeckej literatúry. Vol. A3. 2007. s. 16 – 25. ISBN 978-80-968030-8-8.
- DEMO, M. – FAZEKAŠ, A. – POLÁKOVÁ, Z. 2011. Morfometrické charakteristiky švédskych odrôd rýchlorastúcej energetickej dreviny rodu *Salix* v poslednom roku prvého trojročného pestovateľského cyklu. Acta horticulturae et regiotecturae. Vol. 13., No. 2. 2011. p. 51 – 54. ISSN 1335-2563.
- HOLECOVÁ, M. – LUKÁŠ, J. – HARAKALOVÁ, E. 2003. Mravce (*Hymenoptera*, *Formicidae*) dubovo-hrabových lesov v okolí Bratislavy (JZ Slovensko). Folia faunis. Slovaca. Vol. 8, 2003. pp. 63 – 69. ISSN 1335-7522.
- KROMP, B. – STEINBERG, K.H. 1992. Grassy Field Margin and AntropodDiversity – A Case Study ground Beetle and Spiders in Eastern Austria (*Coleoptera*, *Carabidae*, *Arachnidae*, *Aranei*, *Opiliones*). Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 40. No. 1–4, 1992. pp. 116 – 123. ISSN 0167-8809.
- LENOIR, L. – LENNARTSSON, T. 2010. Effects of timing of grazing on arthropod communities in semi-natural grasslands. Journal of Insect Science. Vol. 10. 2010. pp. 33 – 42. ISSN 1536-2442.

- LOSOS, B. – GULIČKA, J. – LELLÁK, J. – PELIKÁN, J. 1984. Ekologie živočichů. SPN Praha, 1. vydanie, 1984. 300 s.
- MCCRACKEN, A. R. – DAWSON, W.M. 2003. Rustdisease (*Melampsoraepitea*) of willow (*Salix spp.*) grown as short rotation coppice (SRC) in inter- and intraspecies mixtures. *Annual of Applied Biology*. Vol. 143. No. 3, 2003. p. 381 – 393.
- PETERKOVÁ, V. 2004. Dynamika výskytu bystruškovitých v alternatívnom spôsobe pestovania plodín. *Acta Fac. Paed. Univ. Tyrnaviensis. Ser. B. No. 8. 2004.* pp. 11 – 13. ISBN 80-8082-013-9.
- PORHAJAŠOVÁ, J. a kol. 2005. Monitorovanie výskytu epigeických skupín s dôrazom na čeľaď *Carabidae* (*Coleoptera*) v Prírodnej rezervácii Žitavský luh. In: *Acta fyt. et zoot., Roč. 8. č. 3. 2005.* s. 57 – 61. ISSN 1335-258X.
- PORHAJAŠOVÁ, J. – NOSKOVIČ, J. – URMINSKÁ, J. – ONDRIŠÍK, P. 2010. Význam prírodných rezervácií Žitavský luh a Alúvium Žitavy z hľadiska biodiverzity epigeických skupín. *Acta horticulturae et regiotecturae, Roč. 13, No. 2. 2010.* s. 32 – 37. ISSN 1335-2563.
- PORHAJAŠOVÁ, J. – ŠUSTEK, Z. 2011. Priestorová štruktúra spoločenstiev bezstavovcov s dôrazom na čeľaď *Carabidae* v Prírodnej rezervácii Žitavský luh. *Vedecká monografia. Vyd. SPU Nitra. 2011.* 77 s. ISBN 978-80-552-0578-6.
- PORHAJAŠOVÁ, J. 2012. Vplyv aplikácie organických hnojív na priestorovú štruktúru bezstavovcov s dôrazom na čeľaď *Carabidae*. *Habilitačná práca. 2012.* 132 s.
- POŠPIŠIL, R. a kol. 2009. Využitie biokalu pri pestovaní plodín. *Vedecká monografia. Nitra: SPU. 2009.* s. 76 – 88. ISBN 978-80-552-0289-1.

**ZMENY PRODUKCIE SUŠINY NADZEMNEJ FYTOMASY
ÚDOLNEJ LÚKY V DÔSLEDKU ZVYŠOVANIA OXIDU
UHĽIČITÉHO V ATMOSFÉRE ZEME**

**CHANGES IN ABOVE – GROUND DRY MATTER PRODUCTION
OF ALLUVIAL GRASSLAND DUE TO INCREASING CARBON
DIOXIDE IN EARTH'S ATMOSPHERE**

*Norbert BRITAŇÁK¹ – Lubomír HANZES¹ – Iveta ILAVSKÁ¹ –
– Milan MICHALEC²*

ABSTRACT

Carbon dioxide is the most important greenhouse gas. From the beginning of the Industrial Revolution its atmospheric concentration has continually been growing. To find out what happens when its concentration in the atmosphere reaches a certain level, is the subject of model and experiments carried out worldwide, whether for a particular crop, or entire ecosystems. But little attention has been paid to what is going on, what processes occur in the current environment of ever-increasing concentration of carbon dioxide in Earth's atmosphere. Here, the presented paper deals with the influence of increasing carbon dioxide in the atmosphere to both above-ground dry matter production and its influence on the grasses, legumes and herbs an alluvial meadow. We observed that increasing in concentration of carbon dioxide has correlated with above-ground dry matter production. However, the influence on the floristic composition of grassland is not consistent with the results of experiments comparing elevated concentrations of carbon dioxide with the ambient state.

KEYWORDS

carbon dioxide, dry mater production, grasses, herbs, legumes

1 Ing. Norbert Britaňák, PhD., Mgr. Lubomír Hanzes, PhD., Ing. Iveta Ilavská, PhD.
Centrum výskumu rastlinnej výroby Piešťany, Výskumný ústav trávnych porastov a horského
poľnohospodárstva Regionálne výskumné pracovisko Poprad, ul. SNP 2, 058 01 Poprad1
e-mail: brinor@isternet.sk, hanzes@isternet.sk, ilavska@isternet.sk,

2 Ing. Milan Michalec, CSc.
Výskumný ústav trávnych porastov a horského poľnohospodárstva
Mladežnícka 36, 974 21 Banská Bystrica
e-mail: michalec@vutphp.sk

ÚVOD

Po vytvorení systému Zem – Mesiac bol oxid uhličitý dominantným plynom v atmosfére Zeme (100 barov CO₂). Trvalo to dovtedy, pokiaľ nebola vnorená oceánska kôra so sekvestrovaným oxidom uhličitým do zemského plášťa, čo sa odohralo približne pred 4,26 miliardy rokov (SLEEP, 2010). Neskôr, po objavení sa prvých buniek, vo vode blízko geotermálnych prameňov (MULKIDJANIAN et al., 2012) a po evolúcii fotosyntézy založenej na síre (SLEEP, 2010), koncentrácia oxidu uhličitého v atmosfére začala klesať aj v dôsledku biologických procesov. Počas Ordoviku (obdobie medzi 488 a 444 miliónmi rokov) sa objavili prvé nevaskulárne rastliny na súši, boli koncentrácie 16 – 22 násobne vyššie než je tomu v súčasnosti (LENTON et al., 2012). Dejiny oxidu uhličitého aj nasledovne boli bohaté na tvorbu uhličitanov pri horotvorných procesoch (DECONTO et al., 2012), ktoré ešte viac znižovali jeho koncentráciu v atmosfére. Za posledných 650 tisíc rokov oscilovala jeho koncentrácia medzi 180-260 parts per million (ppm) (SIEGENTHALER et al., 2005).

Po poklese oxidu uhličitého na nízke hodnoty a v spolupôsobení nárastu aridity počas treťohôr, sa tento plyn podieľal, resp. jeho nízka koncentrácia na evolúcii C₄ typu fotosyntézy, najmä pri čeľadi *Poaceae* (KELLOGG, 2001; Sage, 2004; EDWARDS et al., 2010). Z celkového počtu 250 tisícich (CRAINE, 2009) až 300 tisícich vaskulárnych druhov rastlín (MAY, 1988), druhy čeľade *Poaceae* tvoria približne 3% z tohto počtu (SAGE, 2004), avšak zodpovedajú až za 25% celkovej fotosyntézy súše (EDWARDS et al., 2010). Koncentrácia oxidu uhličitého v atmosfére od začatia priemyselnej revolúcie kontinuálne narastá. Tento plyn je aj rastlinnou živinou a jeho zvýšené hodnoty spôsobujú skleníkový efekt. (TILMAN & LEHMAN, 2001). Zvýšená koncentrácia oxidu uhličitého znižuje citlivosť trávnych ekosystémov na nízku úroveň zrážok (SOUSSANA & LÜSCHER, 2007). Pre rastliny to znamená, že budú progresívne limitované dusíkom (LUO et al., 2004), čo môže mať za následok preukazný nárast spotreby dusíkatých priemyselných hnojív, alebo zvýšené využívanie druhov z čeľade *Fabaceae* (SOUSSANA & LÜSCHER, 2007). Ak sú druhy čeľade *Poaceae* jedny z najmladších druhov, z evolučného hľadiska, zvýšená koncentrácia oxidu uhličitého v atmosfére Zeme by mohla tieto druhy ovplyvňovať negatívne a naopak favorizovať druhy z čeľade *Fabaceae* a ostatné lúčne byliny. V predloženom príspevku hodnotíme vplyv zvyšujúcej sa koncentrácie oxidu uhličitého na produkciu sušiny nadzemnej fytomasy, ako aj na skupinové floristické zloženie údolného trávneho porastu.

MATERIÁL A METÓDY

Pokusné stanovište je údolnou lúkou zväzu *Alopecurion pratensis* Passarge 1964, asociácia *Alopecuretum pratensis* (REGEL, 1925; STEFFEN, 1931) v katastri obce Veľká Lúka (okres Zvolen). Nachádza sa v nadmorskej výške 350 m v alúviu rieky Hron. Na základe dlhodobých priemerov počas vegetačného obdobia (IV. – IX.) sumárny úhrn zrážok dosahuje 428 mm a priemerná denná teplota je 14,7 °C.

Dlhodobý pokus bol založený v roku 1961 na základe metodiky Tomku. Pokus má blokové usporiadanie desiatich variantov v štyroch náhodných opakovaniach. Pre-

zentované výsledky sú založené na sledovaniach produkcie sušiny nadzemnej fyto­masy a skupinového floristického zloženia z nehnojeného kontrolného variantu. Informácie sme získali z publikovaných výsledkov pracovníkov ústavu (záverečné správy úloh vedy a výskumu a publikácie vo vedeckých periodikách). Koncentrácie oxidu uhličitého sú z havajského observatória na sopke Mauna Loa v nadmorskej výške 3400 m. I keď koncentrácie oxidu uhličitého sa tu merajú od roku 1957, k dispozícii súparciálne výsledky týchto meraní od mája 1974 a kompletne celoročné výsledky len od roku 1975. Prezentované výsledky sa tak zameriavajú na obdobie rokov 1975 až 2001, sledujúc tak 27 ročné obdobie, kedy sa údolná lúka periodicky trojkosne využívala.

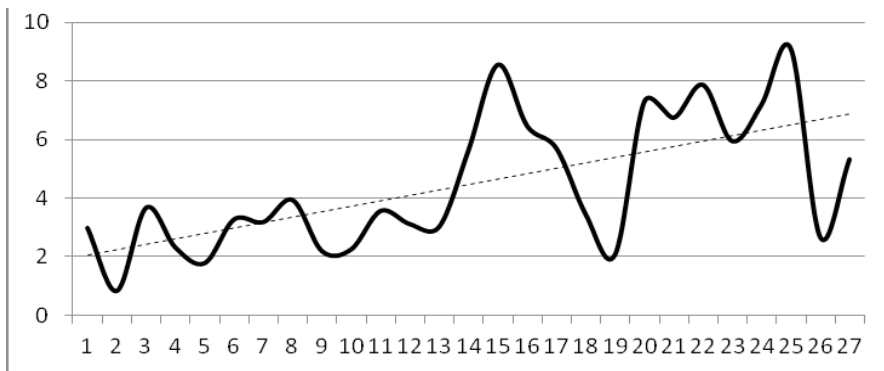
Pôsobenie teplôt a aj zrážok môžeme vyjadriť jedným bezrozmerným číslom, tzv. indexom sucha (S) vypočítaného nasledovným spôsobom:

$$S = (\Delta_t/\sigma_t) - (\Delta_r/\sigma_r),$$

kde Δ_t alebo Δ_r označuje rozdiel medzi zaznamenanými hodnotami teplôt alebo zrážok, od priemeru teplôt alebo zrážok nameraných v predchádzajúcom období; kde σ_t a σ_r znamená smerodajnú odchýlku teplôt alebo zrážok v prechádzajúcom období. Hodnoty môžu mať kladný (prevaha pôsobenia teplôt nad zrážkami) alebo záporný charakter (prevaha zrážok na teplotami).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Počas sledovaných rokov došlo ku kontinuálnemu nárastu koncentrácie oxidu uhličitého v atmosfére Zeme. Koncentrácia stúpla z hodnoty 331,19 parts per million (ppm) na 371,16 ppm, čo predstavuje nárast o hodnotu 39,97. Najvyššia úroveň bola dosiahnutá 6. mája 2012 a mala hodnotu 397,17 ppm. Uvedené hodnoty sú vyššie než pred-industriálne koncentrácie, ktoré za posledných 650 až 800 tisíc rokov oscilovali v intervale 180 – 260 ppm (SIEGENTHALER et al., 2005; SMOL, 2012). Priemerný nárast oxidu uhličitého v atmosfére bol počas sledovaného obdobia 1,54 ppm ročne ($\pm 0,48$ smerodajná odchýlka (SD)). Medián uvedenej periódy je 1,56 ppm. Interval ročných prírastkov oxidu uhličitého bol počas sledovaného obdobia od 0,60 do 2,97 ppm ročne. Priemerná ročná produkcia sušiny nadzemnej fyto­masy trávneho porastu na údolnej lúke asociácie *Alopecuretum pratensis* dosahovala 4,46 t.ha⁻¹ ($\pm 2,29$ SD). Mediánom bola úroda 3,57 t.ha⁻¹ a rozsah úrod sušiny sa pohyboval od 0,84 až 9,10 t.ha⁻¹. Produkcia sušiny bola pozitívne ovplyvňovaná narastajúcou koncentráciou oxidu uhličitého ($r = 0,652$, $P = 0,00031$) (Obrázok 1).



Obrázok 1 Produkcia sušiny nadzemnej fytomasy ($t \cdot ha^{-1}$) a jej trend počas sledovaného obdobia

LONG et al. (2006) pre C3 typy poľných plodín (pšenica, ryža, sója), na základe literárneho prehľadu, odhadujú nárast produkcie biomasy v dôsledku zvýšenia koncentrácie oxidu uhličitého na projektovanú úroveň 550 ppm v roku 2050 o 21 až 35 %. Avšak zvýšenie biomasy C4 typu poľných plodín (kukurica, cirok) len o 8 %. Títo autori, na základe metaanalýzy FACE pokusov zároveň dokladujú, že nárast biomasy C3 typu rastlín je v intervale od 10 do 25 %, kým pri C4 type plodín 0 %. Avšak LOBEL et al. (2011) pri retrospektíve v rokoch 1980 až 2008 z globálneho hľadiska zaznamenali zníženie produkcie pšenice o 5,5 %, kukurice o 3,8 %. Produkcia sóje a ryže bolivyrovnané.

Z agronomického hľadiska, zoskupenie rastlinných druhov do skupín na lipnicovité, bôbovité a ostatné lúčne byliny, zvýšená koncentrácia oxidu uhličitého pozitívne, ale nepreukazne, ovplyvňovala prezenciu skupiny lipnicovitých ($P > 0,15$) a bôbovitých ($P > 0,49$). Narastajúca koncentrácia oxidu uhličitého v atmosfére preukazne potláčala ostatné lúčne byliny ($r = -0,4917$, $P = 0,01073$). Ak sa spojila pokrývnosť bôbovitých druhov s ostatnými lúčnymi bylinami do jedného celku, potom bol vzájomný vzťah negatívny a štatisticky marginálny ($r = -0,3281$, $P = 0,10744$). Naše výsledky sú čiastočne v súlade s výsledkami SOUSSANA & LÜSCHER (2007), ktorí zistili, že zvýšená koncentrácia oxidu uhličitého podporuje dvojkličnolistové druhy (*Fabaceae* a ostatné lúčne byliny) a znižuje jednokličnolistové rastliny (*Poaceae*). Rozdiely sú spôsobené tým, že SOUSSANA & LÜSCHER (2007) porovnávali vplyv oxidu uhličitého na trávne porasty medzi súčasnou situáciou a prostredím obohateným o tento plyn a nami tu prezentované výsledky sú kontinuum v čase 1975 až 2001. Na tvorbu sušiny nadzemnej fytomasy pozitívne vplývali priemerné teploty počas vegetačného obdobia ($P > 0,08$), v rovnakom období aj zrážky ($P > 0,18$), prítomnosť lipnicovitých ($P > 0,90$) i bôbovitých ($r = 0,4998$, $P = 0,00933$) v poraste. Naopak, čím väčší bol podiel ostatných lúčnych bylín v trávnom poraste, tým nižšia bola produkcia sušiny nadzemnej fytomasy ($r = -0,6823$, $P = 0,00012$). Spojením *Fabaceae* a ostatných lúčnych bylín produkcia sušiny nebolapreukazne ovplyvňovaná ($P > 0,82$). Narastajúce hodnoty agregovaného indexu sucha neovplyvnili produkciu sušiny ($P > 0,86$).

Počas sledovaného 27-ročného obdobia sa päť krát vyskytol globálny fenomén El Niño, ktorý sa v našich zemepisných šírkach môže prejaviť vlnami horúčav, alebo sucha. Vo svetovom meradle sa tento fenomén, vo vzťahu k prezentovanej práci, vyskytol v rokoch 1983, 1987-1988, 1992 a 1998 (ROSENZWEIGH & HILLEL, 2008). Výskyt fenoménu El Niño síce neovplyvnil produkciu sušiny ($P > 0,85$), ale teplota počas vegetačného obdobia preukazne vzrástla práve s jeho výskytom ($\chi^2 = 3,8659$, $P = 0,04928$). Navyše priemerný prírastok oxidu uhličitého je počas tohto fenoménu vyšší (1,89 ppm) než počas jeho absencie (1,45). Rozdiel je štatisticky marginálny ($\chi^2 = 2,5407$, $P = 0,11094$). Počas rokov s výskytom El Niña efektu boli hodnoty indexu sucha preukazne ($\chi^2 = 5,0494$, $P = 0,02464$) vyššie ($S = 2,023$) než s jeho absenciou ($S = 0,138$).

ZÁVER

Predložený príspevok sa zaoberá vzťahom medzi narastajúcou koncentráciou oxidu uhličitého, produkciou sušiny nadzemnej fytohmoty a skupinovým floristickým zložením údolnej lúky. Produkcia sušiny trávneho porastu bola pozitívne ovplyvňovaná narastajúcou koncentráciou oxidu uhličitého. Čo bolo napríklad v kontraste s vývojom globálnej produkcie hlavných poľných plodín, ktorých produkcia buď stagnovala, alebo sa dokonca znížila. Predpokladaný vývoj floristického zloženia nepotvrdil napriek tomu, že v literatúre sa porovnávajú vplyvy zvýšenej koncentrácie oxidu uhličitého so súčasnou koncentráciou, kým v prezentovanom príspevku kontrolný nehojený variant z roka na rok „zažíva“ jeho zvýšenú koncentráciu.

LITERATÚRA

- CRAINE, J. M. 2009. Resource strategies of wild plants. Princeton and Oxford: Princeton University Press, 2009, 331 p., ISBN 978-0-691-13912-8.
- DECONTO, R. M. – GALEOTTI, S. – PAGANI, M. – TRACY, D. – SCHAEFER, K. – ZHANG, T. – POLLARD, D. – BEERLING, D. J. 2012. Past extreme warming events linked to massive carbon release from thawing permafrost. In: Nature, vol. 484, 2012, p. 87-91, ISSN 0028-0836.
- EDWARDS, E. J. – OSBORNE, C. P. – STRÖMBERG, A. E. – SMITH, S. A. 2010. C4 Grass consortium. The origin of C4 grasslands: Integrating evolutionary and ecosystem science. In: Science, vol. 328, 2010, p. 587-591, ISSN 0036-8075.
- KELLOGG, E. A. 2001. Evolutionary history of grasses. Plant Physiology, vol. 125, 2001, p. 1198-1205, ISSN 0032-0889.
- LENTON, T.M. – CROUCH, M. – JOHNSON, M. – PIRES, N. – DOLAN, L. 2012. First plants cooled the Ordovician. Nature Geoscience, vol. 5, 2012, p. 86-89, ISSN 1752-0894.
- LOBELL, D. B. – SCHLENKER, W. – COSTA-ROBERTS, J. 2011. Climate trends and global crop production since 1980. Science, vol. 333, 2011, p. 616-620, ISSN 0036-8075.
- LONG, S. P. – AINSWORTH, E. A. – LEAKEY, A. D. B. – NÖSBERGER, J. – ORT, D. R. 2006. Food for thought: Lower-than-expected crop yield stimulation with rising CO2 concentrations. Science, vol. 312, 2006, p. 1918-1921, ISSN 0036-8075.

- LUO, Y. – SU, B. – CURRIE, W. S. – DUKES, J. S. – FINZI, A. – HARTWIG, U. – HUNGATE, B. McMURTRIE, R. E. – OREN, R. – PARTON, W. J. – PATAKI, D. E. – SHAW, M. R. – ZAK, D. R. – FIELD, C. B. 2004. Progressive Nitrogen Limitation of ecosystem responses to rising atmospheric carbon dioxide. *BioScience*, vol. 54, 2004, p. 731-739, ISSN 0006-3568.
- MAY, R.M. 1988. How many species are there on Earth? *Science*, vol. 241, 1988, p. 1441-1449, ISSN 0036-8075.
- MULKIDJANIAN, A.Y. – BYCHKOV, A.Y. – DIBROVA, D.V. – GALPERIN, M.Y. – KOONIN, E.V. 2012. Origin of first cells at terrestrial, anoxic geothermal fields. *Proceedings of the National Academy of Sciences Plus*, vol. 109, 2012, p. e821-e830, ISSN 1091-6490.
- ROSENZWEIGH, C. – HILLEL, D. 2008. Climate variability and the global harvest: Impacts of El Niño and other oscillations on agroecosystems. Oxford and New York: Oxford University Press, 259 p. ISBN 978-0-19-19-513763-7
- SAGE, R.F. 2004. The evolution of C4 photosynthesis. *New Phytologist*, vol. 161, 2004, p. 341-370, ISSN 0028-646X.
- SIEGENTHALER, U. – STOCKER, T.F. – MONNIN, E. – LÜTHI, D. – SCHWANDER, J. – STAUFFER, B. – RAYNAUD, D. – BARNOLA, J.-M. – FISHER, H. – MASSON-DELMOTTE, V. – JOUZEL, J. 2005. Stable carbon cycle-climate relationship during the late Pleistocene. *Science*, vol. 2005, p. 1313-1317, ISSN 0036-8075.
- SLEEP, N.H. 2010. The Hadean-Archaean environment. *Cold Spring Harbor Perspectives in Biology*, vol. 2, 2010, p. a002527, ISSN 1943-0264.
- SMOL, J.P. 2012. A planet in flux. *Nature*, vol. 483, 2012, p. S12 – S15, ISSN 0028-0836.
- SOUSSANA, J. F. – LÜSCHER, A. 2007. Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass and Forage Science*, vol. 62, 2007, p. 127-134, ISSN 0142-5242.
- TILMAN, D. – LEHMAN, C. 2001. Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 98, 2001, p. 5433-5440, ISSN 0027-8424.

**TESTOVANIE TOXICITY VÝLUHOV TROSKY
NA SEMENÁCH BOROVICE ČIERNEJ
(*PINUS NIGRA* ARN.)**

**TESTING SLAG LEACHATES FOR TOXICITY ON BLACK PINE
(*PINUS NIGRA* ARN.) SEEDS**

*Ol'ga KONTRIŠOVÁ¹ – Hana OLLEROVÁ¹ – Helena HYBSKÁ¹ –
– Andrea ZACHAROVÁ¹ – Katarína ZEMČÁKOVÁ¹*

ABSTRACT

*Slag from cupola furnaces has a potential for improving of heavy degraded soils. In the present work we focus on the impact of three types of slag leachates on the germination, radicle and hypocotyl length of black pine (*Pinus nigra* Arn.) seeds. Germination increased in relation to the length of exposure and especially after the fourth day of this parameter evaluation. Generally, germination ranged between 60 – 98% in control solution (nutrient solution and demineralised water). Overall differences between control and variants with three types of slag leachate were minor. Differences were more significant in the first days of germination in favor of slag leachates. Effects of studied factors (i.e. slag leachates and their duration of activity) on the germination of black pine seeds are inconclusive.*

KEY WORDS

slag leachate, seed germination, Scot pine, ecotoxicological test

ÚVOD

Zlievárenská troska, ktorá vzniká ako odpad v metalurgickom procese výroby sivej a tvárnej liatiny, patrí v zmysle Vyhlášky 284/2001 Ministerstva životného prostredia SR do kategórie ostatné odpady, do skupiny odpadov č. 100903 – pecná troska zo zlievania železných kovov (O). Produkcia trosky predstavuje tisícky ton skládkova-

¹ *prof. RNDr. Ol'ga Kontrišová, CSc., Mgr. Hana Ollerová, PhD., Ing. Andrea Zacharová, Ing. Helena Hybská,
Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika,
kontriso@tuzvo.sk, ollerova@tuzvo.sk, andrea.m.zacharova@gmail.com,
hybska@tuzvo.sk*

ného materiálu ročne, čím vytvára trvalú environmentálnu záťaž prostredia. V zmysle európskej politiky odpadového hospodárstva, ktorej podstata spočíva v minimalizácii tvorby odpadu a v maximálnej miere materiálového či energetického zhodnotenia odpadu (BOURG & ERKMAN, 2003) je vzhľadom na tisíce ton skládkovanej trosky ročne, dôležité nájsť spôsob ako trosku z kuplových pecí zhodnotiť. Možnosti ako materiálovo a energeticky zhodnotiť odpady, resp. ich využiť ako alternatívny zdroj živín, skúmajú mnohí autori (MISRA et al., 1993; MILTON et al., 1995; HOLMBERG et al., 2000, ANDREJČÁK & SOUCY, 2004, TÓTHOVÁ, 2007 a ďalší). Problematikou využitia odpadov na ďalšie spracovanie sa v rámci riešenia výskumného projektu APVV – 0555/07 „Model dvojstupňového spracovania vybraných anorganických odpadov (metalurgickým spôsobom) a jeho overenie“ zaoberali viacerí autori aj u nás (LADOMERSKÝ et al., 2009; 2009a, LALÍK et al., 2008; 2008a, KONTRIŠOVÁ et al., 2009; 2010 a ďalší).

V súčasnosti sa vyvíjajú metódy využitia trosiek na zlepšenie pôdných vlastností, ako environmentálne vhodného materiálu – zúrodňovacieho komponenta ťažkých pôd – piesčito – ílovitých, prachovito – ílovitých a ílovitých s obsahom ílu (<0,002 mm) 35 – 100 % a s obsahom prachu (0,002 – 0,05 mm) 0 – 60 % (KONTRIŠOVÁ et al., 2009) s možným využitím na rekultiváciu dôsledkov antropogénnej činnosti po vykonanom sanačnom opatrení. V navrhnutom modeli ide o testovanie vplyvu odpadov (vo forme trosiek z kuplových pecí aplikovaných do pôdneho substrátu) na modelové rastliny. Odpady v kontakte s pôdou sa viažu na pôdnu maticu a ich vyluhovateľnosť a transport vodou môže ovplyvniť chemické zloženie pôdy, jej aciditu, sorpčný komplex a celkovú hladinu živín v pôde. Nízka vyluhovateľnosť odpadov môže v pôdnom substráte pôsobiť priaznivo, ale i nepriaznivo na organizmy žijúce v pôde, na klíčenie semien rastlín a drevín. Vzorkám odpadov a maticiam životného prostredia totiž chýba dynamická informácia o biodostupnosti, bioakumulácii a toxicite prítomných látok na živú zložku. Známe sú práce (SPÁLENÝ, 1970; SPÁLENÝ et al., 1970; MAŠEK, 1971, SUPUKA, 1974; CHRENEKOVÁ & HORÁK, 1972; KONTRIŠOVÁ et al., 2010; BUBLINEC & SUPUKA, 1978 a ďalšie), ktoré sa zaoberajú vplyvom výluhov koksárenského prachu, cementárenských úletov, ferozliatinárskych prachov a odpadov z kuplových pecí na rôzne druhy rastlín prostredníctvom ich účinku na klíčenie semien a na intoxikáciu pôdy.

V predloženej práci sme sústredili pozornosť na vplyv výluhov dvoch typov trosky a trosky s prímiesou červeného kalu na klíčivosť semien (obnovenie metabolickej aktivity semien vedúcej k predlžovaniu buniek radikuly a hypokotylu), na dĺžku radikuly a hypokotylu borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) za účelom možnosti využitia trosky pri zlepšovaní vlastností ťažkých a degradovaných pôd.

Ekotoxicita je podľa prílohy č. 2 vyhlášky MŽP SR č. 284/2001 Z. z. zaradená do zoznamu nebezpečných vlastností odpadov. Vo vzorkách výluhov trosky bola vykonaná ekotoxikologická skúška v zmysle STN 83 83 03. Konkrétne bol zvolený test inhibície rastu koreňa vyššej kultúrnej rastliny – horčice bielej (*Sinapis alba* L.).

MATERIÁL A METÓDY

Na sledovanie vplyvu výluhov trosky (T1, T2, T3) na klíčenie a rast radikuly a hypokotylu semien borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) sme použili metódu koeficientov koreňových prírastkov (KKP) podľa PRÁTA (1947) používanú v hydrotoxikológii. Index KKP sme vypočítali ako pomer dĺžky radikuly a hypokotylu vo výluhu (T1, T2, T3) a v demineralizovanej vode (DV) ku kontrolnému variantu so živným roztokom (ŽR podľa STN 83 83 03). Osivo sme získali od firmy Lesy SR š.p., OZ Semenoles Liptovský Hrádok, (*Pinus nigra*, kód 06812NM543, miesto zberu Kočovce).

Typy trosiek:

T1 – čistá, drvená oceľarska troska z podniku A s veľkosťou zrna 0 – 4 mm (sušina 99,97 %), chemické zloženie uvádzame podľa LADOMERSKÉHO et al. (2009a): SiO₂ (42,07 %), Al₂O₃ (13,26 %), Fe₂O₃ (4,31 %), CaO (30,92 %), MgO (5,58 %), SO₃ (0,39 %), K₂O (0,33 %), Na₂O (0,35 %), P₂O₅ (0,03 %), TiO₂ (0,38 %), MnO (0,86 %), C_{total} (0,17 %);

T2 – troska z výroby odliatkov sivej a tvárnej liatiny z podniku B s prídavkom červeného kalu (6 kg / 1tonu liatiny), veľkosť zrna 0 – 4 mm (sušina 99,96 %), chemické zloženie uvádzame podľa LADOMERSKÉHO et al. (2009a). Čistá troska: SiO₂ (49,84 %), Al₂O₃ (18,51 %), Fe₂O₃ (5,06 %), CaO (17,24 %), MgO (3,69), SO₃ (0,69 %), K₂O (0,52 %), Na₂O (0,63 %), P₂O₅ (0,05 %), TiO₂ (0,71 %), MnO (2,12 %), C_{total} (0,59 %). Percentuálne zastúpenie jednotlivých zložiek v červenom kale podľa MUSTERA (2008): Fe₂O₃ (26 – 34 %), Al₂O₃ (21 – 25 %), SiO₂ (13 – 19 %), TiO₂ (12 – 14 %), Na₂O (11 – 12 %), CaO (2 – 5 %), SO₃ (0,1 – 0,7 %), P₂O₅ (0,2 – 0,5), MnO (0,1 – 0,5), GV_{950°C} (7 – 10 %). Zastúpenie jednotlivých prvkov stanovené pomocou AAS je uvedené v tabuľke 1;

T3 – čistá troska z výroby odliatkov sivej liatiny z podniku B, veľkosť zrna 0 – 4 mm (sušina 98,15 %), chemické zloženie uvádzame podľa LADOMERSKÉHO et al. (2009a): CaO (17,24 %), Al₂O₃ (18,51 %), SiO₂ (49,84 %), MnO (2,12 %), Fe₂O₃ (5,06 %), MgO (3,69), P₂O₅ (0,05 %), Na₂O (0,63 %), K₂O (0,52 %), TiO₂ (0,71 %), SO₃ (0,69 %), C_{total} (0,59 %).

Tabuľka 1 Obsah prvkov vo vzorke trosky T₂ (HRONCOVÁ et al., 2010)

Zložky	Obsahy prvkov vo vzorke trosky T ₂ stanovené pomocou AAS							
	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Ppm	1,91	6,59	7,21	27591	6638	11,7	35,2	9,54
Neistota merania [%]	± 30	± 20	±30	±10	±20	±20	±20	±15

VARIANTY POKUSU:

Výluhy trosiek (T1, T2, T3) sme pripravili 24 hodinovým vylúhovaním 10 g trosky v 100 ml destilovanej vody. T1 (pH 8,71; vodivosť 110,4 $\mu\text{S/cm}$), T2 pH 9; vodivosť 48,6 $\mu\text{S/cm}$, T3 (pH 9,23; vodivosť 52,3 $\mu\text{S/cm}$); demineralizovaná voda (DV) – (pH 6,46; vodivosť 1,7 $\mu\text{S/cm}$), kontrolný variant – živný roztok (ŽR) – (pH 7,42; vodivosť 5,5 $\mu\text{S/cm}$) STN 838303.

Klíčivosť 500 semien a dĺžku korenkov (ukazovatele miery vplyvu sledovaného faktora) modelového druhu sme zisťovali v sklenených Petriho miskách umiestnených v termostate pri teplote $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ bez prístupu svetla. V jednej miske pri 25 opakovaní sme použili 20 semien, ktoré sme zaliali 10 ml štandardného roztoku (výluhu trosky, demineralizovanej vody, alebo živného roztoku). Hodnotenie pokusu – odpočet klíčivosti semien a meranie dĺžky radikuly a hypokotylu sme vykonávali vždy po 24 hodinách v priebehu 8 dní a v 17 – ty deň od založenia pokusu.

Na vyhodnotenie vplyvu toxicity výluhov trosiek z kuplových pecí sme použili dvojfaktorovú analýzu variancie (F – test) a výpočet koeficientov koreňových prírastkov (KKP) na základe dĺžky hypokorylu a radikuly modelového druhu borovica čierna (*Pinus nigra* Arn.).

Ekotoxikologický test inhibície rastu koreňa vyššej kultúrnej rastliny – horčice bielej (*Sinapis alba* L.) spočíva v kultivácii semien na podložkách nasýtených výluhom skúmanej vzorky trosky v porovnaní so semenami, ktoré rastú na podložke nasýtenej riediacou vodou (kontrola). Skúšky boli uskutočnené paralelne a zo získaných výsledkov bol vypočítaný aritmetický priemer a bola vypočítaná inhibícia (I) rastu koreňa *Sinapis alba* L. Podmienky testu sú uvedené v Tabuľke 2. Rovnaké podmienky ako vo vzorkách výluhov z trosiek boli dodržané aj v kontrole, kde bol použitý rovnaký objem 10 ml riediacej vody (pripravená zmiešaním po 10 ml z roztokov dihydrátu chloridu vápenatého, heptahydrátu síranu horečnatého, hydrogénuhličitanu sodného a chloridu draselného v deionizovanej vode s upraveným pH $7,8 \pm 0,2$, tvrdosťou $250 \text{ mg.l}^{-1} \pm 25 \text{ mg.l}^{-1}$ a koncentráciou rozpusteného kyslíka vyššou ako 7 mg.l^{-1} vo výslednom roztoku s objemom 1 l).

Tabuľka 2 Podmienky testu toxicity na organizme *Sinapis alba* L.

Testovací organizmus	semená <i>Sinapis alba</i> L. okrovo – žltej farby
Veľkosť	stredná, 1,5 – 2 mm
Klíčivosť	99,8 %
Počet semien v Petriho miske s priemerom 120 mm	30 ks
Objem testovaného výluhu	10 ml v jednej Petriho miske
Podmienky skúšky	$20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, bez prístupu svetla
Doba expozície	72 hodín

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Klíčivosť semien borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) a rast radikuly a hypokotylu vo výluhoch skúmanej trosky (T1, T2, T3) sú uvedené v Tabuľke 3. Z výsledkov vyplýva, že semená modelového druhu začali klíčiť vo výluhu T2 a T3 na tretí deň od založenia pokusu, kedy percento klíčivosti predstavovalo vo výluhu trosky T2 28% a v T3 19%. V ostatných roztokoch sme začiatok klíčenia zaznamenali až na štvrtý deň. Najnižšie percento klíčivosti (16 – 96%) bolo spravidla vo výluhu T1 v priebehu celej doby sledovania (17 dní).

Tabuľka 3 Klíčivosť a prírastky radikuly a hypokotylu (KKP) borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.)

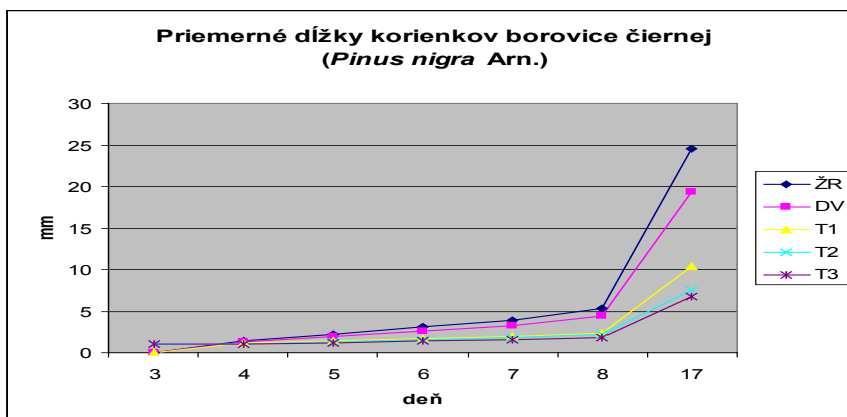
Meranie v časových intervaloch (deň)	Variant	Dĺžka radikuly a hypokotylu (mm)	Počet naklíčených semien (%)	KKP
3	K – ŽR	–	0	–
	DV	–	0	–
	T1	–	0	0
	T2	1,01	28	0
	T3	1,00	19	0
4	K – ŽR	1,46	35	–
	DV	1,24	31	0,84
	T1	1,13	16	0,77
	T2	1,09	54	0,74
	T3	1,05	45	0,71
5	K – ŽR	2,21	60	–
	DV	1,89	66	0,85
	T1	1,38	52	0,62
	T2	1,26	82	0,57
	T3	1,20	82	0,54
6	K – ŽR	3,09	91	–
	DV	2,56	91	0,82
	T1	1,71	89	0,55
	T2	1,50	89	0,48
	T3	1,43	86	0,46

7	K – ŽR	3,92	96	–
	DV	3,22	96	0,82
	T1	1,92	92	0,48
	T2	1,77	93	0,45
	T3	1,56	91	0,39
8	K – ŽR	5,28	97	–
	DV	4,4	97	0,83
	T1	2,31	95	0,43
	T2	2,16	94	0,40
	T3	1,77	92	0,33
17	K – ŽR	24,49	98	–
	DV	19,39	98	0,79
	T1	10,42	96	0,42
	T2	7,57	97	0,30
	T3	6,76	98	0,27

Priemerné hodnoty klíčivosti boli po šiestich dňoch viac – menej vyrovnané u všetkých variantov, s najvyššími hodnotami v živnom roztoku a v demineralizovanej vode až do konca hodnotenia pokusu, kedy percento klíčivosti predstavovalo 98 %. V ostatných roztokoch sa percento klíčivosti pri konečnom hodnotení pohybovalo v rozmedzí 96 – 98 %.

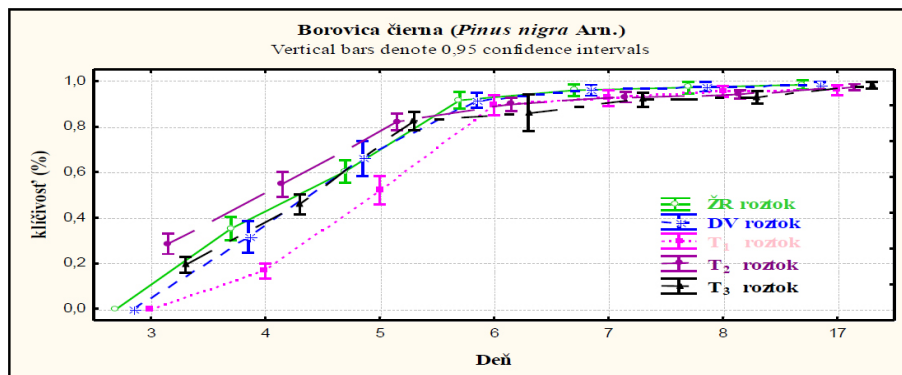
Maximálna dĺžka radikuly a hypokotylu borovice čiernej bola 24,49 mm v živnom roztoku. Táto hodnota nebola prekonaná v žiadnom variante trosky, kde max. dĺžka predstavovala 10,42 mm (variant T1). Najmenšia dĺžka radikuly a hypokotylu bola nameraná vo variante T3 (6,76 mm).

Index KKP bol najvyšší vo štvrtom dni trvania pokusu a postupne klesal až na úroveň 0,27 – 0,79.



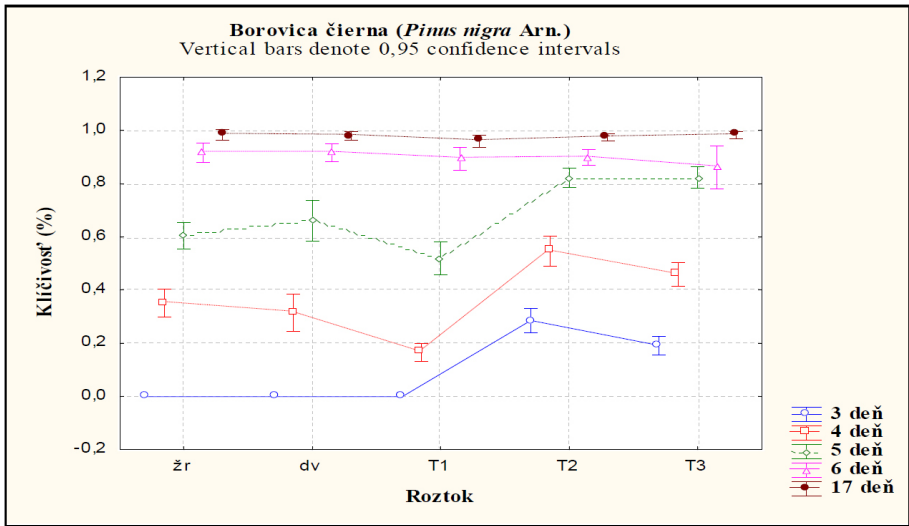
Obrázok 1 Priemerné dĺžky radikuly a hypokotylu borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) v živnom roztoku (ŽR), demineralizovanej vode (DV) a vo výluhoch trosky (T1, T2, T3).

Na základe hodnotenia dĺžky radikuly a hypokotylu (Obrázok 1) v priebehu klíčenia môžeme konštatovať, že vo variantoch s výluhom trosky boli namerané hodnoty po 17 dňoch štatisticky preukazne nižšie v porovnaní s kontrolným variantom (v živnom roztoku) a v demineralizovanej vode. Hodnotením indexov KKP (Tabuľka 3) sme zistili mieru účinku výluhov troch druhov trosiek (T1,T2,T3) na semená skúmaného druhu.

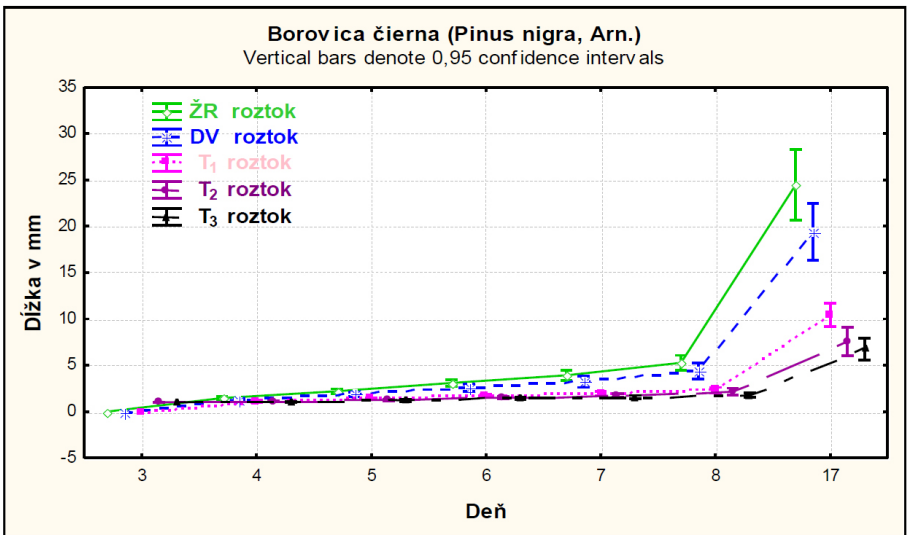


Obrázok 2 Priemerná klíčivosť borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) v závislosti od expozície a typu roztoku

Z výsledkov je zrejmé, že najhoršiu prosperitu podľa dĺžky radikuly a hypokotylu (ukazovatele miery vplyvu sledovaného faktora) preukázali semená v priebehu celého pokusu v poradí – výluh trosky T3 (KKP 0,71 – 0,27), výluh trosky T2 (KKP 0,74 – 0,30) a T1 (0,77 – 0,42). Ak vyjadríme dĺžku radikuly a hypokotylu v kontrolnom variante (v živnom roztoku) ako 100 %, potom získané hodnoty v jednotlivých výluhoch predstavovali na konci hodnoteného obdobia T1 = 43 %, T2 = 31 % a T3 = 28 %. Na hodnotenie vplyvu roztokov (výluhov T1, T2, T3, živného roztoku a demineralizovanej vody) na klíčenie semien a na dĺžku radikuly a hypokotylu pri rôznej dĺžke expozície sme použili viacfaktorovú analýzu variancie (Obrázok 2 až 5).

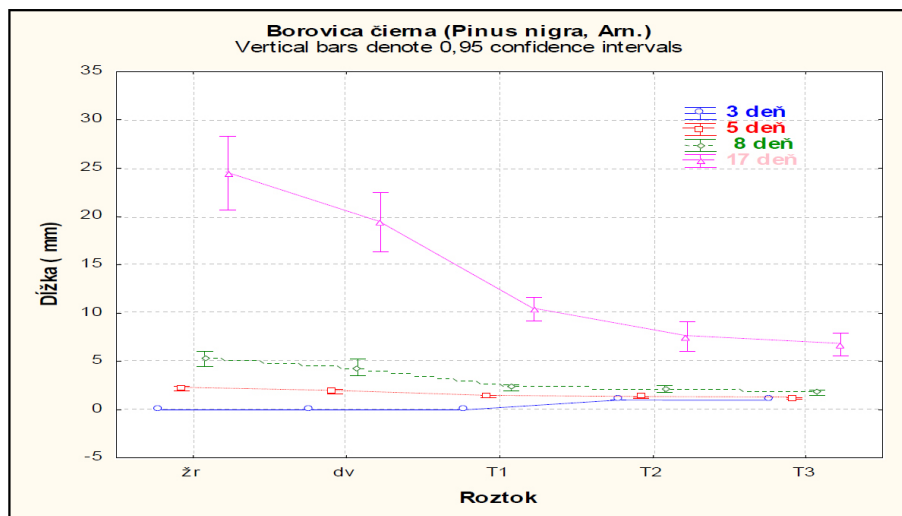


Obrázok 3 Priemerná klíčivosť semien v závislosti od typu roztoku a dĺžky expozície



Obrázok 4 Priemerná dĺžka korení borovice čiernej (*Pinus nigra* Arn.) v závislosti od expozície a typu roztoku

Výsledky analýzy variancie pre hodnotenie vplyvu roztokov a rôznej expozície na dĺžku radikuly a hypokotyly borovice čiernej poukazujú na štatisticky nižšie hodnoty vo variantoch roztokov trosky, ako v živnom roztoku a v demineralizovanej vode hlavne v časovom intervale 8 dňa a významné rozdiely v časovom intervale 17 dňa.



Obrázok 5 Priemerná dĺžka radikuly a hypokotylu borovice čiernej v závislosti od typu roztoku a dĺžky expozície

Z výsledkov analýz vyplýva, že klíčivosť semien sa v závislosti od dĺžky expozície zvyšuje u všetkých roztokov. U roztokov T2 a T3 pozorujeme vyššie percento klíčenia, ako v živnom roztoku a v demineralizovanej vode. Z analýzy variancie je zrejmé, že na klíčivosť modelového druhu preukazne vplyva dĺžka expozície a ostatné činitele (typ roztoku, spoločná interakcia roztoku a dĺžky expozície), ale len do šiesteho dňa. Vnútoraná variabilita výsledkov hodnotenia klíčivosti je vysoká a intervaly spoľahlivosti sa vzájomne začínajú prekrývať od šiesteho dňa až po posledný sedemdnásť deň. Výsledky analýzy sú nepreukazné a z tohto zistenia možno vyvodiť, že výluhy skúmaných trosiek neovplyvňujú klíčivosť.

EKOTOXIKOLOGICKÝ TEST KOREŇOV *SINAPIS ALBA L.*

Vo vzorkách výluhov z troch druhov trosiek bol uskutočnený ekotoxikologický test. Na základe výsledkov inhibície rastu koreňa horčice bielej môžeme konštatovať, že skúška vo vzorkách T1, T2 a T3 bola negatívna (inhibícia rastu koreňa je < 30% a stimulácia je < 75% v porovnaní s kontrolou) ďalšie skúšanie sa nevykonáva. Výsledky testu sú v tab. 4.

Tabuľka 4 Výsledky ekotoxikologického testu koreňov *Sinapis alba* L.

	T1 – čistá, drvená oceľarska troska z podniku A	T2 – troska z výroby odliatkov sivej liatiny z podniku B s prídavkom červeného kalu	T3 – čistá troska z výroby odliatkov sivej liatiny z podniku B
Inhibícia (%)	–	24,85	13,33
Stimulácia (%)	72,40	–	–

ZÁVER

Trosky z kuplových pecí majú vzhľadom na svoje zloženie a charakter potenciál na využitie pri zlepšovaní kvality silne degradovaných pôd z environmentálnych záťaží. V našom príspevku sme použili výluhy dvoch typov trosky z kuplových pecí a trosky s prímiesou červeného kalu na klíčivosť semien borovice čiernej.

Klíčivosť sa zvyšovala v závislosti od dĺžky expozície, a to najmä po štvrtom dni trvania pokusu. Celkove sa v závislosti od dĺžky expozície klíčivosť pohybovala v kontrolných roztokoch v rozpätí okolo 60 – 98 %. Celkové rozdiely medzi kontrolou a variantmi s výluhom rôznych typov trosky boli nepatrné. Výraznejšie boli v prvých dňoch klíčenia v prospech výluhov trosky. Vplyvy skúmaných faktorov (t.j. výluhov trosky a dĺžky jej pôsobenia) na klíčivosť borovice čiernej sú nepreukazné. Na základe merania dĺžky radikuly a hypokotyly môžeme konštatovať, že vyššie hodnoty sme zaznamenali v priebehu klíčenia v živnom roztoku a v demineralizovanej vode v závislosti od dĺžky expozície. Rozpätie dĺžok predstavovali pri poslednom meraní (17. deň) v živnom roztoku 20,66 – 28,32 mm a u demineralizovanej vody 16,32 – 22,46 mm. Najnižšie hodnoty sme zaznamenali vo variante výluhu T3 (5,56 – 7,95 mm). Dĺžka radikuly a hypokotyly vo výluhu trosky s prímiesou červeného kalu (T2) dosahovala 6,05 – 9,1 mm a v T1 (9,17 – 11,67 mm). Dĺžka radikuly a hypokotyly je štatisticky preukazne vyššia vo variantoch so živným roztokom a s demineralizovanou vodou.

Ekotoxikologický test inhibície rastu koreňa horčice bielej (*Sinapis alba* L.), ktorý bol uskutočnený vo vzorkách výluhov trosiek bol negatívny. Je však potrebné ekotoxikologické vlastnosti výluhov trosiek potvrdiť použitím aj ďalších ekotoxikologických testov na rôznych trofických úrovniach.

Skúmaním vplyvu výluhov trosiek na klíčivosť borovice čiernej, ako jednej z pionierskych drevín schopných osídľovať narušené stanovištia, sme nezistili toxické pôsobenie tohto metalurgického odpadu na rastliny, čo potvrdil aj ekotoxikologický test na *Sinapis alba* L. Ak by sa troska mala v budúcnosti využívať pri obnove vlastností pôd environmentálnych záťaží, je potrebné uskutočniť celý rad ďalších testov a pozorovaní vplyvu trosky na biotu.

Pod'akovanie

Autori ďakujú Agentúre na podporu výskumu a vývoja SR za finančnú podporu projektu APVV – 0555 – 07 a agentúre VEGA za financovanie projektu 1/1275/12, v rámci ktorých vznikol tento príspevok.

LITERATÚRA

- ANDREJČAK, M. – SOUCY, G., 2004. Prehľad patentov o spracovaní červeného kalu z Bayerovho spôsobu výroby Al_2O_3 . Acta Metallurgica Slovaca, 10, s. 347 – 368.
- BOURG, D. – ERKMAN, S., 2003. Perspectives on Industrial Ecology. Sheffield: Greenleaf Publishing Limited.
- BUBLINEC, E. – SUPUKA, J., 1978. Vplyv imisií z ferozliatinárskych závodov na intoxikáciu pôdy. Lesnícky časopis 24, 1, s. 19 – 34.
- HOLMBERG, S. – LIND, B. – CLAESSON, T., 2000. Chemical composition and leaching characteristics of granules made of wood ash and dolomite. Environmental Geology 40, 1 – 2: s. 1 – 10.
- HRONCOVÁ, E. – LADOMERSKÝ, J. – HARANDZA, J., 2010. Analýza prvkového zloženia zlievarenskej trosky. In: KONTRIŠOVÁ, O. – MARUŠKOVÁ, A. – VÁEKA, J.: Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia IX, FEE TU vo Zvolene a ÚEL SAV vo Zvolene, 2010, s. 101 – 106.
- CHRENEKOVÁ, E. – HORÁK, J., 1972. Fytotoxické účinky arzénu na rôzne druhy rastlín. Poľnohospodárstvo 18, 11, s. 962 – 972.
- KONTRIŠOVÁ, O. – OLLEROVÁ, H. – MARUŠKOVÁ, A. – KONTRIŠ, J., 2009. Možnosti aplikácie trosky z kuplových pecí do pôdneho substrátu a životné prejavy rastlinných populácií. In: KONTRIŠOVÁ, O. – OLLEROVÁ, H. – VÁEKA, J. Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia VIII., FEE TU vo Zvolene a ÚEL SAV vo Zvolene, s. 229 – 233.
- LADOMERSKÝ, J. – NOSÁL, E. – HRONCOVÁ, E., 2009. Porovnávací analýza drvenej a granulovanej liatinárskej trosky z hľadiska aplikácie v betónových výrobkoch. Aprochem – Odpadové fórum. Praha: PCHE, s. 3339 – 3345.
- LADOMERSKÝ, J. – NOSÁL, E. – HRONCOVÁ, E., 2009a. Využitie trosky z výroby liatiny pre výrobu betónu. Waste Forum, č. 2, s. 125 – 132.
- LALÍK, V. – VÁNEK, M. – NOSÁL, E. – FARBIAKOVÁ, K. – SCHWARZ, M., 2008: Priemyselné odpady ako náhrada drobného kameniva vo výrobe betónu. Betonárske dni 2008. Medzinárodná konferencia, Hradec Králové (Česká republika), s. 398 – 404.
- LALÍK, V. – SCHWARZ, M. – VÁNEK, M. – FARBIAKOVÁ, K., 2008. Možnosti využitia druhotných surovín a priemyselných odpadov vo výrobe betónu. Betonárske dni 2008, Bratislava, s. 215 – 220.
- MAŠEK, V., 1971. Vliv létavého prachu z koksovny na některé biologické procesy rostlin. Vodní hospodářství – Ochrana ovzduší 3, s. 38 – 42.
- MILTON, B. – KENNETH, W. R. – ROGER, L., COLE, J. – LIBERA, A. – ARTHUR, P., 1995. The inorganic chemistry of wood combustion for power production. Biomass and Bioenergy 8, 1: 29 – 38.

- MISRA, M. K. – RAGLAND, K. W. – BEKER, A. J., 1994. Wood ash composition as a function of furnace temperature. In: Biomass and Bioenergy 4, 2 s. 103 – 116.
- PRÁT, S., 1947. Biologické zkoušky vod. *Sborník MAP 21*, 12, Praha, s. 1 – 29. STN 83 8303, 1999. Skúšanie nebezpečných vlastností odpadov. Ekotoxicita. Skúška akútnej toxicity na vodných organizmoch a skúšky inhibície rastu rias a vyšších kultúrnych rastlín.
- SPÁLENÝ, J., 1970. Vliv pevných železárenských úletů na klíčení a fotosyntézu vyšších rostlin. Problémy znečišťovania ovzdušia. Bratislava, s. 65 – 73.
- SPÁLENÝ, J. – PAUKERT, J. – ŠVÁCHA, J., 1970. Vliv pevných železárenských úletů na klíčení a fotosyntézu vyšších rostlin. Problémy znečišťovania ovzdušia. Bratislava, s. 74 – 82.
- SUPUKA, J., 1974. Vplyv výluhov niektorých ferozliatinárskych prachov na klíčenie semien. *Biológia (Bratislava)*, 29, 10, s. 759 – 767.
- TÓTHOVÁ, S., 2007. Aplikácia drevného popola do pôdy a jeho vplyv na chemizmus pôdy a výživu drevín. Dizertačná práca, Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, 113 s. (Depon. LF TU Zvolen).
- VYHLÁŠKA Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č.284/2001 Z. z., príloha č. 1 a 2.

KONCENTRÁCIE ŤAŽKÝCH KOVOV A DRUHOVÉ ZLOŽENIE VEGETÁCIE NA ENVIRONMENTÁLNE ZAŤAŽENEJ LOKALITE PORÁČ

CONCENTRATION OF HEAVY METALS AND SPECIES COMPOSITION OF VEGETATION ON ENVIRONMENTALLY LOADED AREA PORÁČ

LENKA ANGELOVIČOVÁ¹ – ZUZANA BOGUSKÁ¹ – DANICA FAZEKAŠOVÁ²

ABSTRACT

Mining activity in the Middle Spis region has special historical tradition. Mining of minerals and their subsequent processing in industrial plants has led to the accumulation of waste material which has been deposited in the form of mining waste dumps and sludge beds. When mining activity in region was finished, insufficient remediation of deposits becomes a source of toxic substances, which penetrate into the soil. Soil contamination by toxic elements is the primary source of pollution of the food chain. Former mining areas are predominantly contaminated by high contents of heavy metals, which are a group of high toxic elements and they are characterized by their non - degradation and accumulation.

The research was conducted in the Rudňany village in summer 2012. The aim of this work was to determine the total content of heavy metals (Cu, As, Cd, Pb, Zn, Hg) in the soil environment and describe vegetation conditions in the four study localities. The content of Cu, As, Pb, Zn and Hg in soil samples extremely exceeded the limits prescribed by law (Act. No. 220/2004 Coll. Of Laws). Extremely high levels of metals were measured on the heap of material containing material removed from the mine. Soil contamination is also reflected in the vegetation species, because the study sites were predominantly covered by species with high ecological valence and resistance to toxic elements.

KEY WORDS

environmentally loaded areas, heavy metals, flora diversity

1 *Mgr. Lenka Angelovičová, Mgr. Zuzana Boguská, Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, 17. Novembra 1, 080 16 Prešov
e-mail: lenka.angelovicova@gmail.com, boguskazuzana@gmail.com*

2 *doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD., Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu, Slovenská 67, 081 16, Prešov,
e-mail: fazek@unipo.sk*

ÚVOD

Ťažba a následná úprava rudného materiálu sa podpísala na degradácii krajinej štruktúry prostredníctvom rozsiahlych antropogénnych tvarov a na kontaminácii zložiek prostredia. Znečistenie atmosféry, povrchovej a podzemnej vody v dôsledku antropogénnych príčin, môže podmieniť kontamináciu pôd. Poprednú skupinu toxických elementov v oblastiach zameraných na banskú a následnú spracovateľskú činnosť tvoria ťažké kovy. Znečistenie pôdy ťažkými kovmi nepriaznivo ovplyvňuje produkčné a ekologické funkcie pôdy a zároveň predstavuje závažný problém pre všetky ďalšie zložky životného prostredia. Ťažké kovy môžu mať na človeka karcinogénny, mutagénny a teratogénny účinok, preto je veľmi dôležitý monitoring poľnohospodárskych pôd z hľadiska obsahu cudzorodých látok, ktoré sa cez rastlinnú a živočíšnu výrobu môžu dostať do potravinového reťazca (BYSTRICKÁ a kol., 2010). Obec Poráč predstavuje klasický príklad banskej obce v rámci Rudniansko – gelnickej zaťaženej oblasti. V minulosti sa ťažba sústreďovala v piatich rozsiahlych ťažbách, dnes tu prebieha iba sezónna ťažba barytu. Súčasný znečisťovanie ťažkými kovmi je spôsobené vyparovaním, defláciou skládok, odpadového materiálu a odkalísk (BOBRO a kol., 2003). Vyplavovanie kovov uvoľnených z depónií bansko - opravárenských odpadov vo forme koloidov, iónových roztokov a organokomplexov viedlo k ich dostupnosti pre rastliny (BOBÁLOVÁ a kol., 2007).

MATERIÁL A METÓDY

Obec Poráč leží na nive Poráčskeho potoka, kde sa vyvinuli rôzne subtypy fluvizemí, prevažuje fluvizem typická a fluvizem karbonátová. Z hľadiska zrnitosti v katastri obce dominujú hlinité a piesočnato - hlinité pôdy. Na základe geomorfologického členenia patrí katastrálne územie obce Poráč do oblasti Slovenského Rudohoria, do celku Volovské vrchy, podcelku Hnilcecké vrchy. Kataster obce zasahuje do dvoch klimatických oblastí (KONČEK, 1980). Severná časť obce patrí k mierne teplej a južná časť do chladnej klimatickej oblasti. Priemerný úhrn zrážok sa pohybuje od 700 – 800 mm. Odber vzoriek pôdy z A horizontu (0,15 – 0,20 m) bol realizovaný na štyroch lokalitách v katastrálnom území obce Poráč v letnom období v roku 2012. Na odber vzoriek boli vybraté dve haldy odpadového materiálu a dve lokality boli situované na trávnych porastoch [1. Halda (48°52'44,6"; 20°43'33,4"); 2. Halda (48°52'45,2"; 20°43'36,8"); 3. Pásienok pri halde (48°52'43,6"; 20°43'30,7"); 4. Lúka nad Poráčom (48°52'44,3"; 20°43'2,3")]. Všetky odberové miesta (Obrázok 1) boli zaznamenané polohovým systémom GPS. Vzorky boli po odobratí vysušené pri laboratórnej teplote, preosiate cez sito s priemerom otvorov 0,125 mm a uskladnené v plastových vreckách. Všetky úpravy vzoriek sme vykonali podľa zákona č. 220/2004 v súlade s normami Európskej únie. Celkový obsah ťažkých kovov bol stanovený analytickými metódami v akreditovanom laboratóriu v Štátnom geologickom ústave Dionýza Štúra v Spišskej Novej Vsi. Obsah Cu, As, Pb, Zn metódou RFS (röntgenflorescenčná spektrometria) a obsah Cd a Hg bol stanovený metódou AAS (atómová absorpčná

spektrometria). Na zhodnotenie stupňa zaťaženia pôdy toxickými elementmi sme porovnali namerané hodnoty s limitmi rizikových prvkov pre hlinité a piesočnato – hlinité pôdy podľa prílohy k zákonu č. 220/2004. Zároveň sme využili na zhodnotenie stupňa znečistenia pôdy Müllerovú stupnicu (1979), ktorá bola vytvorená na základe výpočtu indexu geoakumulácie. Stupnica obsahuje 7 tried, pomocou ktorej sú pôdy podľa obsahu konkrétneho kovu zaradené medzi nekontaminované až veľmi silno kontaminované. Na výpočet indexu sa využíva vzorec $I_{geo} = \log_2 (Cn/105*Bn)$, kde Cn predstavuje obsah prvku vo vzorke, a Bn požadovú hodnotu prvku (medián). Požadové hodnoty pre pôdy Slovenskej republiky boli stanovené v práci ŠEFCÍKA (2006). Vo vzorkách bolo stanovené pH v H₂O. Diverzita populácií druhov bola určená na základe semikvantitatívnej BRAUN–BLANQUETOVEJ (1964) sedemčlennej kombinovanej stupnice. Nomenklatúra rastlinných taxónov je uvedená podľa MADHOLDA a HINDÁKA (1998). Fytcenologické zápisy boli robené počas vegetačnej sezóny 2012 na ploche 16m² na štyroch lokalitách, ktoré boli zhodné s lokalitami odberu pôdnych vzoriek.



⊙ Miesta odber vzorky

Obrázok 1 Lokalizácia odberových miest v rámci katastrálneho územia obce Poráč

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Lokalita Poráč patrí k závažným environmentálnym záťažiam s častým výskytom bankských antropogénnych foriem. V katastri obce dominujú početné haldy bankového odpadu, ktoré spolu dosahujú rozlohu 17 ha (MICHAELI, BOLTIŽIAR, 2010). Haldy odpadového materiálu, spolu s ďalšími pozostatkami banskej alebo inej antropogénnej činnosti, ktoré sú stále existujúcim zdrojom znečistenia, zaraďujeme medzi staré environmentálne záťaž (zákon NR SR č. 409/2011 Z.z). Predstavujú trvalé nebez-

pečenstvo, ktoré spočíva v pohybe a transformácii niektorých prvkov, najmä ťažkých kovov. Hodnotenie stupňa znečistenia pôd na Slovensku je určené limitnými hodnotami rizikových látok stanovených zákonom (zákon č. 220/2004 Z. z). Obsahy takmer všetkých sledovaných ťažkých kovov sa pohybovali vysoko nad určenými limitnými hodnotami. Na haldách odpadového materiálu boli v porovnaní s poľnohospodárskou pôdou (lúka) namerané v priemere o 70 % vyššie hodnoty obsahu ťažkých kovov. Lúka nachádzajúca sa v bezprostrednej blízkosti haldy bola znečistená menej v porovnaní s lúkou nachádzajúcou sa mimo priameho zdroja znečistenia. Tento fakt môže byť vyvolaný prášnym spadom látok pochádzajúcich z priemyselných závodov, alebo početných odkalísk v tejto oblasti, ktoré sú proti odnosu jemnozrnného materiálu s obsahom toxických látok nedostatočne zabezpečené. Najextrémnejšie hodnoty boli namerané v prípade ortuti, ktorá je podľa viacerých autorov (MICHAELI, BOLTÍZIAR, 2010; HRONEC, 2008) v danej oblasti jednou z najdominantnejších znečisťujúcich látok. Obsah ortuti prekročoval na hodnotených poľnohospodárskych pôdach limitnú hodnotu v priemere 40 krát. Na haldách odpadu boli tieto hodnoty niekoľkonásobne vyššie. ŠEFCÍK a kol. (2008) považujú pôdy v regióne stredného Spiša za stredne až silne kontaminované arzénom, olovom a ortuťou s čím sa zhodujú aj nami namerané hodnoty. Hodnoty arzénu namerané na poľnohospodárskych pôdach prekročovali stanovené limity o viac ako 60 %. Kontaminácia pôd arzénom súvisí okrem antropického vplyvu aj s geochemickými vplyvmi zrudnených zón Slovenského Rudohoria (HRONEC a kol., 2008).

Tabuľka 1 Obsahy ťažkých kovov z lokalít zaťaženej oblasti Poráč

lokality	Cu [mg/kg]	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Hg [mg/kg]
1	405	90	0,5	26	165	98,7
2	1287	108	0,5	102	832	33,5
3	104	74	0,5	26	69	18,9
4	257	62	0,5	27	126	32,7
limitná hodnota	60	25	0,7	70	150	0,5

Namerané hodnoty olova na poľnohospodárskych pôdach nepresahovali stanovené limitné hodnoty, nadlimitná hodnota bola nameraná iba na jednej z mapovaných hald odpadového materiálu, na ktorej bola zistená aj extrémne vysoká hodnota zinku. Na stanovenie stupňa kontaminácie pôdy sme využili MÜLLEROVÚ (1979) 7 člennú stupnicu.

Tabuľka 2 Indexy geoakumulácie hodnotených ťažkých kovov na štyroch sledovaných lokalitách v katastri obce Poráč

	Cu	As	Pb	Zn	Hg
1	3,9	3,1	-	0,9	10,1
2	5,6	3,4	1,9	3,2	8,5
3	2,0	2,8	-	-	7,7
4	3,2	2,6	0	0,4	8,5

Triedy kontaminácie podľa MÜLLERA (1979) boli stanovené nasledovne: požadové hodnoty $I_{geo} \leq 0,2$; nekontaminované $I_{geo} < 0 < 1,3$; veľmi slabo kontaminované $1 \leq I_{geo} \leq 2,4$; slabo kontaminované $2 \leq I_{geo} \leq 3,5$; stredne kontaminovaná $3 \leq I_{geo} \leq 4,6$; silne kontaminovaná $4 \leq I_{geo} \leq 5$ a 7; veľmi silne kontaminované $I_{geo} \geq 5$. Na základe vypočítaných indexov geoakumulácie boli pôdy trávnych porastov zaradené medzi slabo kontaminované meďou a arzénom a veľmi silne kontaminované ortuťou.

Ťažké kovy uvoľnené pri ťažobných aktivitách môžu migrovať a akumulovať sa v rozličných zložkách prostredia a priamo alebo nepriamo vplývajú na rastlinné a živočíšne organizmy ako aj na ľudský organizmus (KIM a kol., 2008). Haldové stanovišťa sú podľa KRIZÁNIHO a kol. (2005) osídľované konkurenčne slabými rastlinnými druhmi, ktoré sú schopné sa prispôbiť sťaženým podmienkam, napr. zámenou pohlavného rozmnožovania za vegetatívne rozmnožovanie, resp. deformáciou tvarov alebo samotným zakrpatením rastliny. V bezprostrednom, aj širšom okolí zdrojov kontaminácie, je znížená diverzita rastlinných spoločenstiev, ich pokryvnosť a je ochudobnený genofond pôvodných spoločenstiev. Mení sa druhové zloženie pôvodnej vegetácie, buriny a odolné druhy postupne nahrádzajú citlivejšie druhy (BANÁSOVÁ a kol., 1993).

Tabuľka 3 Fytocenologické zápisy v environmentálne zaťaženej lokalite Poráč

Lokalita	pH H ₂ O	celková pokryvnosť zápisu	počet druhov spolu	Druhy
1	7,12	80 %	11	E ₃ neboli zaznamenané žiadne druhy E ₂ <i>Betula pendula</i> 1, <i>Picea abies</i> +, <i>Rosa canina</i> r E ₁ <i>Calamagrostis epigejos</i> 2, <i>Artemisia absinthium</i> +, <i>Agrostis capillaris</i> +, <i>Solidago virgaurea</i> +, <i>Galium album</i> r, <i>Cirsium arvense</i> r, <i>Cichorium intybus</i> +, <i>Tripleurospermum perforatum</i> +

2	7,0	80 %	12	<p>E₃ <i>Picea abies</i> +, E₂ <i>Picea abies</i> 1, <i>Pinus sylvestris</i> +, <i>Betula pendula</i> +, <i>Rosa canina</i> +, E₁ <i>Calamagrostis epigejos</i> 3, <i>Tanacetum vulgare</i> 1, <i>Acetosa pratensis</i> +, <i>Agrostis capillaris</i> +, <i>Tithymalus cyparissias</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> r, <i>Plantago major</i> +,</p>
3	4,8	100 %	16	<p>E₃, E₂ neboli zaznamenané žiadne druhy E₁ <i>Alchemilla xanthochlora</i> 1, <i>Poa pratensis</i> 1, <i>Hypericum perforatum</i> 1, <i>Tanacetum vulgare</i> +, <i>Thymus pulegioides</i> +, <i>Trifolium pratense</i> +, <i>Acetosa pratensis</i> +, <i>Tithymalus cyparissias</i> +, <i>Ranunculus acris</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Plantago major</i> +, <i>Trifolium rubens</i> +, <i>Agrostis capillaris</i> +, <i>Euphrasia rostkoviana</i> +, <i>Equisetum arvense</i> r, <i>Cirsium arvense</i> r,</p>
4	5,45	100 %	11	<p>E₁ <i>Geranium pratense</i> 4, <i>Taraxacum officinale</i> 3, <i>Calamagrostis epigejos</i> 1, <i>Poa pratensis</i> 1, <i>Alchemilla xanthochlora</i> +, <i>Trifolium pratense</i> +, <i>Agrostis capillaris</i> +, <i>Equisetum arvense</i> +, <i>Trifolium rubens</i> +, <i>Arctium tomentosum</i> +, <i>Cirsium arvense</i> r, <i>Symphytum officinale</i> r,</p>

5 – pokryvnosť 75 – 100%, 4 – pokryvnosť 50 – 75%, 3 – pokryvnosť 25 – 50%, 2 – pokryvnosť 5 – 25%, 1 – pokryvnosť pod 5%, + - pokryvnosť menej ako 1 %, r – ojedinele, jeden alebo viac exemplárov.

Haldy a ich blízke okolie predstavujú špecifické stanovište pre vegetáciu, hlavne z dôvodu nedostatku pôdy a s tým spojeným nedostatkom vody a živín. Rastlinná sukcesia na rudných haldách prebieha v zložitých podmienkach v dôsledku čoho sa tu vytvárajú málo známe rastlinné spoločenstvá. Hodnoty pôdnej reakcie okrem materskej horniny ovplyvňujú aj exhaláty z ovzdušia. Hlavne koncentrácie SO₂ spôsobujú oxidáciu pôdy (BANÁSOVÁ, 1976, BANÁSOVÁ, 2008, LACKOVIČOVÁ, 2008). Pôdna reakcia skúmaných lokalít bola neutrálna až kyslá. Najväčšie druhové zloženie sme zaznamenali v okrajových častiach hald. Nachádzali sa tam náletové dreviny *Betula pendula*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris* a druhy cievnatých rastlín, napr. *Solidago virgaurea*, *Galium album*, *Cirsium arvense*, *Cichorium intybus*. Z čeľade *Poaceae* bol najrozšírenejší druh *Calamagrostis epigejos*, ktorý sa často vyskytuje na substrátoch so zvýšeným obsahom Hg a teda je schopný rásť aj v extrémnych podmienkach (BANÁSOVÁ a kol., 1993). Na trávnom poraste ktorý predstavuje pasienok v blízkosti haldy sme zaznamenali najväčšie druhové zloženie. Prevládali druhy *Alchemilla*

xanthochlora 1, *Tanacetum vulgare* +, *Thymus pulegioides* +. Na lúke (lokalita 4) vzdialenejšej od háld bola nižšia druhová diverzita v porovnaní s pasienkom v blízkosti haldy. K najviac zastúpeným patrili *Geranium pratense* 4, *Taraxacum officinale* 3, a *Calamagrostis epigejos* 1. Charakter vegetácie je uvedený v Tabuľke 3.

ZÁVER

Oblasť stredného Spiša je zaradená medzi environmentálne zaťažené a hygienicky závadné oblasti Slovenska. Vysoký obsah toxických elementov v pôde bol zaznamenaný na lokalite Poráč, ktorá patrí v rámci stredného Spiša za lokality dominantne znečistené ortuťou. Obsah ortuti prevyšoval legislatívne normy na všetkých sledovaných lokalitách. Rovnakú situáciu sme zistili aj v prípade medi a arzénu, tieto kovy prekračovali povolené limity vo všetkých odobratých vzorkách. Na základe vypočítaných indexov geoakumulácie boli lúčne pôdy zaradené medzi slabo kontaminované meďou a arzénom a veľmi silne kontaminované ortuťou. Dôležitým limitujúcim faktorom pre rastlinstvo v oblastiach zaťažených ťažkými kovmi je toxicita substrátu, ktorá má silný selekčný účinok. Špecifikom skúmaných lokalít je okrem vysokého obsahu ťažkých kovov aj nadlimitný obsah ortuti, ktorého indikátorom je druh *Calamagrostis epigejos*. Na skúmaných lokalitách sme zaznamenali zástupcov druhov *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Agrostis capillaris*, a *Poa pratensis* patriacich k taxónom ktoré najčastejšie kolonizujú haldy a iné antropogénne stanovištia (SKUBALA, 2011).

POĎAKOVANIE

Práca vznikla s podporou projektu KEGA 050PU-4/2011.

LITERATÚRA

- BANÁSOVÁ, V. – HOLUB, Z. – PIŠÚT, I., 1993. Kontaminácia pôd a vegetácie ortuťou a inými prvkami z exhalátov huty v Rudňanoch. Čistota ovzdušia, 23, č. 6, 267-271.
- BANÁSOVÁ, V., 1976. Vegetácia medených a antimónových háld. Biologické práce SAV, Bratislava, 22, 1-109.
- BANÁSOVÁ, V. – LACKOVIČOVÁ, A., 2008. Aktuálny stav vegetácie v okolí kovohút Krompachy a Rudňany. Stav po pretrvávajúcom znížení emisií. In: KONTRIŠOVÁ, O. – OLLEROVÁ, H. – VALKA, J., (eds.), Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia VII. FEE TU vo Zvolene a UEL SAV, 97-105.
- BOBÁLOVÁ, P. – ANDRÁŠ, P. – LADOMERSKÝ, J. – HRONCOVÁ, E. – TURISOVÁ, I., 2007. Možnosti eliminácie ťažkých kovov sorpciou na ílové minerály a zeolity na lokalite Richtárová. Acta Universitatis Matthiae Belii, 9(1): 138-146.
- BOBRO, M. – SLANČO, P. – HANŠULÁK, J. – BREHUV, J. – FEDOROVÁ, E., 2003. Súčasný stav výskytu ortuti v oblasti Rudňan. Zb. O ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubenika a stredného Spiša, Hrádok, UVL Košice, 92-95.

- BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensozioogie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3.vydanie. Aufl. Springer Verlag. Wien. 865 pp.
- BYSTRICKÁ, J. – VOLLMANNOVÁ, A. – TÓTH, T. 2010. Monitoring hygieny poľnohospodárskej pôdy využívejanej na produkciu zeleniny. *Acta Facultatis Ecologiae*. 23:77-82.
- HRONEC, O. et al., 2008. Ťažké kovy v rastlinách a pôdach v rudniansko – gelníckej zaťaženej oblasti. *Acta regionalia et evnironmentalica*, 1/2008: 24-28.
- KIM, S. – KWON, H. J. – CHEONG, H. K. – CHOI, K. – JANG, J.Y. – JEONG, W.C., 2008. Investigation on health effect of an abandoned metal mine. *Journal Korean Medical science.*, 23. 452-458.
- KONČEK, M., 1980. Klimatické oblasti 1:1 000 000. Atlas SSR. Rastlinstvo a živočíšstvo. Veda SAV a SÚGK, Bratislava, 360 pp.
- KRIŽÁNI, I. – ANDRÁŠ, P. – ŠLESÁROVÁ, A., 2005. The contamination of internal tissues of small mammals at the Banská Štiavnica mining area. *Ekologia*.
- MARHOLD, K. – HINDÁK, Š. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda: Bratislava, 1998
- MICHAELI E. – BOLTIŽIAR, M., 2010. Vybrané lokality environmentálnych záťaží v zaťažených oblastiach Slovenska. *Geografické štúdie*. 1.18-46.
- MÜLLER, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Reins-Verenderungen Seit 1971. *Umschau*. 79, 778 pp.
- SKUBALA, K., 2011. Vascular flora of sites contaminated with heavy metals on the example of two post-industrial spoil heaps conected with manufacturing of zinc and lead products in Upper Silesia. *Archives of environmental protection. Archives of environmental protection*. vol. 37, no.1, 57-74.
- ŠEFCÍK, P. – PRAMUKA, S. – GLUCH, A., 2008. Hodnotenie kontaminácie pôd Slovenska podľa indexu geoakumulácie. *Agriculture*, 54 (3), 119-130.
- ŠEFCÍK, P., 2006. Distribúcia rizikových prvkov v pôdach Slovenska. *Agriculture*, 52(2): 57-62.
- Zákon NR SR č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2006 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- Zákon NR SR č. 409/2011 Z.z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov.

KLASIFIKÁCIA TRANSPORTNEJ FUNKCIE V POKUSNEJ LOKALITE MILHOSTOV

CLASSIFICATION OF SOIL TRANSPORT FUNCTION IN EXPERIMENTAL LOCALITY MILHOSTOV

Petra SEMANCOVÁ¹ – Dana KOTOROVÁ²

ABSTRACT

The aim of this study is to show the importance of soil not only in terms of its production ability but also in non-productive terms of specific transport functions. The research was performed at experimental locality Milhostov on heavy soils between 2006 and 2009. Soil samples were taken from depth 0.0 – 0.6 m in spring time. Granulometric composition, bulk density, total porosity and maximum capillary capacity were determined. Content of clay particles was in range 59.14 – 68.53% and characterize soil as clay-loamy soil till clayey soil. High variability of soil textures confirmed its spatial heterogeneity. Average bulk density (1426 kg m⁻³) and average total porosity (45.99%) indicates a potential soil compaction. It also means reduction of the transport function in the whole soil profile.

KEYWORDS

heavy soils, transport function, physical and hydrophysical parameters

ÚVOD

Transportná funkcia je jednou z mimoprodukčných funkcií, úzko súvisí s filtračnou, pufráčnou, transformačnou, akumuláčnou funkciou, taktiež s vodným režimom pôd a stavbou pôdneho profilu. Transportným médiom je pôdna voda a pôdny vzduch. Obe tieto transportné médiá, teda voda a vzduch, využívajú ako cesty pre transport

1 *Mgr. Petra Semancová*

Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská Univerzita, Ul. 17. novembra 1, 080 16 Prešov, e-mail: petrasemanco@gmail.com

2 *RNDr. Dana Kotorová, PhD.*

*CVRV – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce,
e-mail: kotorova@minet.sk*

pórovitý systém pôd (Vilček a kol., 2002). Je opakom akumuláčnej funkcie a slúži k prenosu, prechodu alebo úplnému odnosu látok z pôdy. Podľa Dema a kol. (1998) transport látok závisí odzrnitostného zloženia, hĺbky orby a štruktúrneho stavu. Veľkosť a smer transportu látok prostredníctvom pôdnej vody je zmenený stavbou pôdneho profilu.

Cieľom práce bolo analyzovať a kvantifikovať zrnitostné zloženie a hydrofyzikálne vlastnosti pôdy, ktoré sú dôležitým ukazovateľom transportnej funkcie na ťažkej pôde Východoslovenskej nížiny.

MATERIÁL A METODIKA

Experimentálne pracovisko Centra výskumu rastlinnej výroby – Výskumného ústavu agroekológie Michalovce, sa nachádza v Milhostove, v centrálnej časti Východoslovenskej nížiny, v nadmorskej výške 101 m. Prevládajúcim pôdnym typom sú fluvizeme glejové (FM_G), ktoré vznikli v dôsledku dlhodobého pôsobenia podzemnej a povrchovej vody na veľmi ťažkých aluviálnych sedimentoch s nepriaznivými fyzikálnymi a fyzikálno-chemickými vlastnosťami.

Z klimatického hľadiska sa experimentálne pracovisko nachádza v regióne T3, ktorý je teplý, suchý, nížinný, kontinentálny (LINKEŠ et al., 1996). Priemerná ročná teplota vzduchu je 8,9 °C, počas vegetačného obdobia 16,0 °C. Dlhodobý ročný zrážkový normál (1961 – 1990) je 550 mm, počas vegetácie 348 mm (MIKULOVÁ a kol., 2008).

Pri transportnej funkcii pôdy sme sledovali zmeny fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností ťažkých pôd v hĺbke do 0,6 m. Pôdne vzorky na zistenie základných pôdných parametrov boli odoberané z hĺbky 0,6 m z každých 0,1 m. Pri tejto ekologickej funkcii sa zisťovalo aktuálne zrnitostné zloženie pôdy pipetovacou metódou a stanovili sa nasledovné frakcie: 1. frakcia – íl, < 0,001 mm; 2. frakcia – jemný a stredný prach, 0,001 – 0,01 mm; 3. frakcia – hrubý prach, 0,01 – 0,05 mm; 4. frakcia – jemný piesok, 0,05 – 0,25 mm; 5. frakcia – stredný piesok, 0,25 – 2,00 mm; I. kategória – ílovité častice, < 0,01 mm. Obsah ílovitých častíc sa hodnotil podľa Novákovej klasifikačnej stupnice (ZAUJEC a kol., 2009).

Z ďalších pôdných parametrov sme stanovili objemovú hmotnosť redukovanú (gravimetricky; ρ_d , kg.m⁻³), celkovú pórovitosť (výpočtom; P_c, %), maximálnu kapilárnu kapacitu (gravimetricky; θ_{MCK} , %).

Parametre riešenia práce boli orientované na kvantifikovanie vybranej environmentálnej funkcie pôdy, ktorá je uvedená v Tabuľke 1.

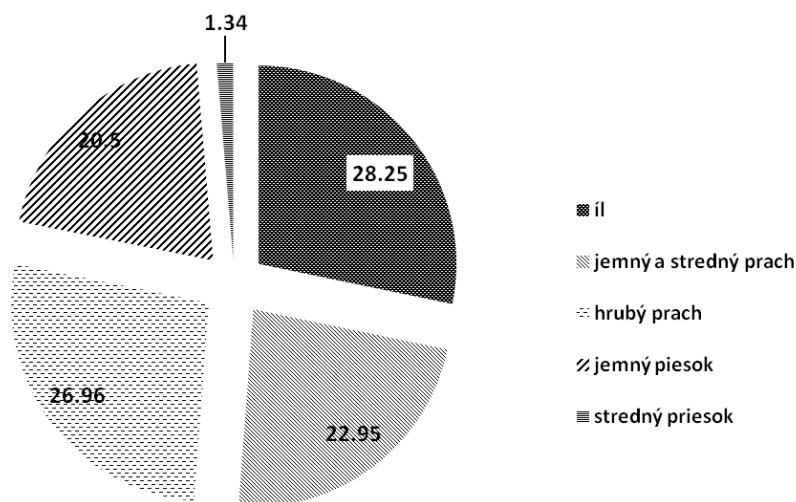
Experimentálne údaje boli spracované matematicko-štatistickými metódami.

Tabuľka 1 Parametre riešenia práce

Pôdny typ	fluvizem glejová (FM _G)
Hnojenie	racionálne hnojenie
Systém obrábania pôdy	konvenčná agrotechnika (KA)
Variant	experimentálny (Ex) – pravidelne obrábaný kontrolný (Ko) – dlhodobo neobrábaný
Ekologické funkcie pôdy	transportná

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pri charakterizovaní transportnej funkcie je dôležité určiť zrnitosťné zloženie. Základná klasifikácia zrnitosťných frakcií podľa KUTÍLKA (1978) charakterizuje štyri kategórie veľkosti pôdných častíc: I. kategória – ílovité častice, II. kategória – prach, III. kategória – práškovitý piesok, IV. kategória – piesok. Pre jednotlivé kategórie je typický rozdielny priemer zŕn. Základné kategórie pôdných druhov vychádzajú z Novákovej klasifikačnej stupnice zrnitosti (FULAJTÁR, 2006; ZAUJEC a kol., 2009) so zohľadnením obsahu ílovitých častíc (< 0,01 mm).



Obrázok 1 Priemerné zrnitosťné zloženie fluvizeme glejovej

Na základe priemerného zrnitosťného zloženia podľa Novákovej klasifikačnej stupnice patria sledované fluvizeme glejové medzi pôdy ťažké, ílovito-hlinité s priemerným obsahom ílovitých častíc 51,2% (Obrázok 1).

Transport jednotlivých zrnitosťných frakcií v profile na experimentálnom a kontrolnom variante je charakterizovaný ich priemernými hodnotami v jednotlivých hĺbkach pôdy (Tabuľka 2). Z výsledkov vyplýva vysoký rozdiel v minimálnych a maximálnych obsahoch jednotlivých frakcií, čo sa v priemerných hodnotách za sledované pôdne profily stráca. Podľa obsahu zŕn I. kategórie sa pri minimálnej hodnote 59,14% jedná o ílovito-hlinitú pôdu a pri maximálnom obsahu 68,53% sa jedná o ílovitú pôdu. Experimentálne získané údaje potvrdzujú zistenia VILČEKA (1998) o výraznej heterogenite pôdných pomerov na Východoslovenskej nížine prejavujúcej sa striedaním pôdných druhov na krátkych vzdialenostiach.

Tabuľka 2 Priemerné zrnitostné zloženie pôdy [%] v rokoch 2006 – 2009

Hĺbka [m]	1. frakcia	2. frakcia	3. frakcia	4. frakcia	5. frakcia	I. kategória
0,0 – 0,1	32,17	32,82	26,67	7,61	0,75	64,99
0,1 – 0,2	32,62	32,80	26,19	7,74	0,66	65,42
0,2 – 0,3	32,51	33,55	25,24	8,23	0,48	66,06
0,3 – 0,4	32,84	31,56	26,28	8,19	0,62	64,41
0,4 – 0,5	32,40	30,94	26,97	9,07	0,64	63,34
0,5 – 0,6	32,39	30,44	27,07	9,57	0,54	62,83
∅	32,49	32,02	26,40	8,40	0,62	64,51
Min.	14,47	26,05	13,72	3,49	0,08	59,14
Max.	39,78	45,17	33,72	23,67	1,99	68,53

Z údajov v Tabuľke 2 je zrejmý nízky obsah jemného a stredného piesku, ale vysoký obsah ílu a jemného a stredného prachu, čo zodpovedá zaradeniu fluvizeme glejovej k ťažkým pôdam. Použitý pestovateľský systém nie je pre zrnitostné zloženie pôdneho profilu významný.

Transportným médiom v pôde je najčastejšie voda, ktorá zabezpečuje prenos látok a chemikálií prostredníctvom pórového systému. Na stav pôdneho prostredia a možnosti transportu látok vplyvajú fyzikálne parametre pôdy, ktoré charakterizujú stav pôdy, ale aj zvolený pestovateľský systém (FAZEKAŠOVÁ, 2012). V Tabuľke 3 sú uvedené priemerné hodnoty fyzikálnych indikátorov pôdy poukazujú na možnosť zhutnenia pôdy, a teda na zníženie transportnej funkcie ťažkej fluvizeme glejovej.

LÍŠKA a kol. (2008) pre ílovito-hlinité pôdy za kritické hodnoty pôdných parametrov považuje nasledovné: objemová hmotnosť > 1400 kg.m⁻³, pórovitosť < 47%, obsah ílu > 30%. Objemová hmotnosť sa zvyšovala s hĺbkou pôdneho profilu (Tabuľka 3) a jej priemerná hodnota 1426 kg.m⁻³ naznačuje možnosť zhutnenia pôdy. Kritická hodnota bola prekročená už v hĺbke 0,2 m a ďalej sa zvyšovala. Podobne to bolo aj s celkovou pórovitosťou, ktorej hodnoty klesali s hĺbkou odberu a boli nižšie ako kritických 47% pre ílovito-hlinitú pôdu od hĺbky 0,2 m.

Pri maximálnej kapilárnej kapacite hodnoty v intervale 38,81 – 41,88% (Tabuľka 3) sú charakteristické pre ťažké pôdy typu fluvizemi glejových.

Tabuľka 3 Priemerné fyzikálne a hydrofyzikálne parametre v rokoch 2006 – 2009

Hĺbka [m]	ρ_d [kg.m ⁻³]	Pc [%]	θ_{MRR} [%]
0,0 – 0,1	1 325	49,82	41,35
0,1 – 0,2	1 385	47,57	41,88
0,2 – 0,3	1 405	46,79	41,45
0,3 – 0,4	1 447	45,22	40,70
0,4 – 0,5	1 475	44,14	39,17
0,5 – 0,6	1 521	42,42	38,81
∅	1 426	45,99	40,56

Z uvedeného vyplýva, že pri obrábaní pôd s vysokým obsahom ílovitých častíc je veľmi dôležitý výber vhodnej pestovateľskej technológie. Rozhodujúce je, aby zvolená technológia nezhoršovala pôdne fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti.

ZÁVER

Na základe získaných experimentálnych výsledkov môžeme konštatovať nasledovné:

- zrnitostné zloženie bolo v priemerných hodnotách vyrovnané v celom profile. Obsah ílovitých častíc sa pohyboval v intervale min. 59,14 až max. 68,53 %, čo zodpovedalo ílovito-hlinitej až ílovej pôde,
- hodnoty objemovej hmotnosti sa pohybovali v intervale 1192 – 1646 kg.m⁻³, celková pórovitosť sa pohybovala na úrovni 54,88 – 37,68 % a maximálna kapilárna kapacita 33,03 – 47,65 %.

Vyššie hodnoty objemovej hmotnosti a nižšia celková pórovitosť naznačujú možnosť druhotného zhutnenia ťažkej fluvizeme glejovej, čo môže negatívne pôsobiť na rozsah transportu živín a vody v pôdnom profile.

LITERATÚRA

- DEMO, M. a kol. 1998. Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. 1. vyd. Nitra. SPU, 1998. 302 s. ISBN 80-7137-525-X.
- FAZEKAŠOVÁ, D. 2012. Evaluation of Soil Quality Parametres Development in Terms of Sustainable Land Use. In: Curkovic, S. (ed). *Sustainable Development – Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management*, 2012. pp. 435-458. ISBN 978-953-51-0682-1.
- FAZEKAŠOVÁ, D. – BOBUESKÁ, L. 2012. Impact hydrophysical soil properties on soil biological activity and sustainability of the soil ecosystem. DOI: 10.1556/Novy-term. 61.2012. Suppl. 5, pp. 415-4418. ISSN 0546-8191.
- FULAJTÁR, E. 2006. Fyzikálne vlastnosti pôdy. Bratislava. Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2006. 142 s. ISBN 80-89128-20-3.
- KUTÍLEK, M. 1978. Vodohospodárska pedológia. 2. prepracované vyd. Praha. SNTL/ALFA, 1978. 296 s.
- LINKEŠ, V. – PESTÚN, V. – DŽATKO, M. 1996. Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. 3. vyd. Bratislava. VÚPÚ, 1996. 103 s. ISBN 80-85361-19-1.
- LÍŠKA E. a kol. 2008. Všeobecná rastlinná výroba. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2008. 452 s. ISBN 978-80-552-0016-3.
- MIKULOVÁ, K. – FAŠKO, P. – BOCHNÍČEK, O. – BORSÁNYI, P. – ONDRUŠKA, P. – ČEPČEKOVÁ, E. – ŠŤASTNÝ, P. – PECHO, J. 2008. Klimatologické normály 1961 – 1990 meteorologických prvkov teplota vzduchu a atmosférické zrážky: Záverečná správa výskumnej úlohy. Bratislava: SHMÚ, 2008.

- VILČEK, J. 1998. Interpretácia bonitácie pôd na Východoslovenskej nížine. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. 2. diel. Michalovce: OVÚA, 1998, s. 207 – 212.
- VILČEK, J. a kol. 2002. Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd (Záverečná práca za čiastkovú úlohu) Bratislava: VÚPOP, 2002. 21 s.
- ZAUJEC, A. – CHLPIK, J. – NÁDAŠSKÝ, J. – SZOMBATHOVÁ, N. – TOBIAŠOVÁ, E. 2009. Pedológia a základy geológie. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009. 400 s. ISBN 978-80-552-0207-5.

TESTOVANIE EKOTOXICKÝCH VLASTNOSTÍ BETÓNOVÝCH TELIES S PRÍDAVKOM ZLIEVARENSKÉHO ODPADU

THE TESTING OF THE TOXICOLOGICAL PROPERTIES OF COCRETE BODIES WITH SUPPLEMENT FOUNDRY WASTE

Helena HYBSKÁ¹ – Juraj HARANDZA¹

ABSTRACT

Foundry waste (debris) belongs to the wastes, which usually end up at the landfills. The possibilities of further recovery are limited. A suitable alternative of the recovery of this material is their using as an ingredient in many types of cements and concretes. If the debris would be used in engineering practice, we will need detailed knowledge of its properties and its behaviour as complex system. The ecotoxicological aspect of the recovery of the waste has to show the safety for human toxicology, as well as for environmental issues. The present paper deals with the testing of the ecotoxicological properties of aqueous extract. The extract was prepared from experimental samples, from the test for the determination of the level of acute toxicity of daphnia. Based on the obtained results it can be concluded that products with lower % shares debris in their composition do not present a potential risk to the environment components from ecotoxicological-aspect

KEY WORDS

foundry waste, ecotoxikologica, aqueous extract

ÚVOD

Možnosti zhodnocovania zlievárenských odpadov sú doteraz veľmi obmedzené a väčšinou končia na skládkach odpadov. Vhodnou alternatívou materiálového zhodnocovania odpadov vznikajúcich v zlievarenskom priemysle, je ich prímes do mnohých druhov cementov, betónov a bezslinkových kompozitov. Nahrádzanie pôvodných primárnych surovín za druhotné suroviny zníži aj objem emisií CO₂. Ďalšou možnosťou zhodnotenia vyššie spomenutých odpadov je v súčasnosti výroba geopo-

¹ Ing. Helena Hybská, PhD., Ing. Juraj Harandza, PhD., Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen,
e-mail: hybska@tuzvo.sk, juraj.harandza@gmail.com

lymerných betónov. Ako spojivo sa v tomto prípade nevyužívajú klasické portlandské cementy, ale využívajú sa rôzne alternatívne spojivá na báze alkalicky aktivovaných trosiek.

Využitie alkalicky aktivovaných trosiek v inžinierskej praxi je podmienené detailnou znalosťou vlastností a správania sa týchto zložitých systémov, ako aj ekotoxikologickým aspektom pri materiálovom zhodnocovaní odpadov, aby bola preukázaná toxikologická bezpečnosť pre človeka, ako aj pre zložky životného prostredia.

Ekotoxikológia monitoruje účinky látok na rôznych úrovniach ekosystémov. Sleduje nielen interakcie medzi živými organizmami a chemickými látkami, ale taktiež sa zaoberá štúdiom transportu látok v životnom prostredí. Všeobecne možno teda povedať, že ekotoxikológia sa snaží prostredníctvom štúdia účinkov polutantov na živé organizmy nájsť možnosť ochrany celého ekosystému a nie iba jeho určité časti (Kočí, Mocová, 2009).

Predkladaná práca sa zaoberá ekotoxikologickým skúšaním vlastností vodného výluhu pripravenom z experimentálnych vzoriek na úrovni testu akútnej toxicity na perloočkách.

MATERIÁL A METÓDY

Ako experimentálny materiál na ekotoxikologické testovanie vybranými druhmi biotestov boli použité vzorky skúšobných betónových telies, na ktorých bola vykonaná mechanická skúška pevnosti v tlaku podľa normy STN EN 12390-2. Tieto telesá boli pripravené z navážky plniva a spojiva, pričom drobné kamenivo bolo nahradené zlievarenskou troskou (troska z kuplových pecí a zlievarenský piesok) v rôznom % podiely. Troska z kuplových pecí pochádzala zo ZLH a.s., prevádzka zlievareň Hronec a odobratá bola v rámci modifikovanej výroby sivej liatiny, pri ktorej sa do kuplovej pece na 1000 kg vsádzky dávkovalo 17 kg kalu z výroby Al_2O_3 . Na ekotoxikologické biotesty bolo použitých 6 skúšobných telies s nasledovným zložením: štandard (Š) – skúšobné teleso z variantu, kde nebol pridávaný zlievarenský odpad (štandardný betón),

variant 1 (V1) – skúšobné teleso s 5 % náhradou riečného piesku troskou,

variant 3 (V3) – skúšobné teleso s 15 % náhradou riečného piesku troskou,

variant 6 (V6) – skúšobné teleso s 30 % náhradou riečného piesku troskou,

variant 10 (V10) – skúšobné teleso s 50 % náhradou riečného piesku troskou,

variant 11 (V11) – skúšobné teleso, kde bol riečny piesok nahradený zlievarenským pieskom zo ZLH a.s., Prevádzka zlievareň Hronec.



Obrázok 1 Skúšobné betónové telesá

Príprava vodných výluhov

Skúšobné telesá boli podrvené. Veľkosť častíc vzoriek použitých na prípravu vodného výluhu bola menšia ako 4 mm. Vo vzorkách sa gravimetricky stanovila sušina pri teplote $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ a vypočítala sa podľa vzťahu (STN ISO 11465):

$$\text{DR} = 100 \times M_{\text{D}}/M_{\text{W}},$$

kde DR je obsah sušiny v %,

M_{D} je hmotnosť sušenej skúšobnej časti v kg,

M_{W} je hmotnosť nesušenej skúšobnej časti v kg.

Pri príprave vodných výluhov sa odobrala reprezentatívna časť vzorky s celkovou hmotnosťou M zodpovedajúca $90\text{ g} \pm 5\text{ g}$ sušiny skúšobnej časti M_{D} a umiestnila do Erlenmayerovej banky, pridalo sa také množstvo lúhovadla (L), aby bol počas lúhovania pomer kvapaliny a tuhej látky (L/S) = 10 l/kg s relatívnou toleranciou ± 2 . Množstvo lúhovadla sa vypočíta podľa vzťahu (STN EN 14735):

$$L = (10 - M_{\text{C}}/100) \times M_{\text{D}},$$

kde L je objem použitého lúhovadla v litroch,

M_{D} je hmotnosť sušiny skúšobnej časti v kg,

M_{C} obsah vlhkosti v %.

Vzorky sa umiestnili do trepačky typu ROTABIT 3000974 a trepali sa počas $24\text{ h} \pm 0,5\text{ h}$ pri teplote od $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ do $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ pri 160 otáčok/min. Po 24 hodinách sa rozptýlené tuhé častice v banke nechali usadiť počas $15\text{ min} \pm 5\text{ min}$ a následne sa zmes odstredila počas 30 minút pri zrýchlení 2500 otáčok/min v centrifúge typu MEDITRONIC BL-S (STN EN 14735).

Takto pripravené vodné výluhy z jednotlivých skúšobných telies s označením Š, V1, V3, V6, V10 a V11 sa použili na ekotoxikologické testovanie.

Testovanie akútnej toxicity na perloočkách (*Daphnia magna*)

Princíp tohto testu spočíva v stanovení EC_{50} , t. j. koncentrácie, ktorá za presne definovaných podmienok imobilizuje 50% exponovaných jedincov *Daphnia magna* po 24 a 48 hodinách v porovnaní s kontrolou.

V bioteste sa používajú organizmy *Daphnia magna* (Obrázok 2) najmenej tretej generácie, ktoré boli získané acyklickou partenogézou za špecifikovaných podmienok rozmnožovania. Na laboratórny test sa používajú novonarodené jedince, mladšie ako 24 hodín (SOLENSKÁ, 2008). V Tabuľke 1 sú uvedené podmienky testu akútnej toxicity na perloočkách. Kontrola sa stanoví za rovnakých podmienok ako vo vzorkách, len s použitím riediacej vody, ktorá sa pripraví z jednotlivých roztokov obsahujúcich živiny podľa podľa (HYBSKÁ, 2011) s pH $7,8 \pm 1,2$ a koncentráciou rozpusteného kyslíka $>7 \text{ mg.l}^{-1}$.



Obrázok 2 *Dafnia magna* (perloočka)

Tabuľka 1 Podmienky testu akútnej toxicity na perloočkách (HYBSKÁ, 2011)

Teplota	$21 \pm 2 \text{ } ^\circ\text{C}$
Dĺžka expozície	48 hod.
Množstvo testovaného roztoku	min. 5 ml na jedinca pri dodržaní výšky stĺpca roztoku
Počet testovacích organizmov	10 až 60 perloočiek v jednej koncentrácii vodného výluhu, resp. v kontrole v závislosti od druhu testu
Sledované parametre	Imobilizácia a mortalita perloočiek, pH, teplota, rozpustený kyslík
Kontrola	Prípustná imobilizácia a mortalita v kontrolách $< 10 \%$
Ostatné podmienky	Bez kŕmenia, aerácie a osvetlenia

VÝSLEDKY A DISKUSIA

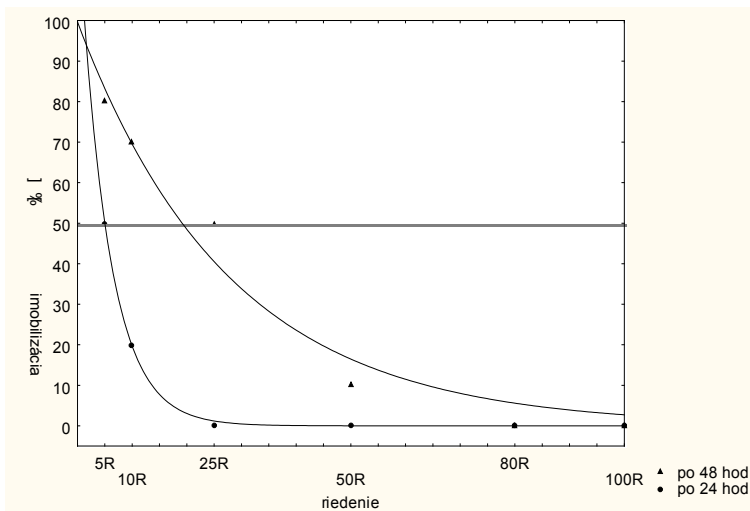
Z vodných výluhov pripravených z experimentálnych vzoriek bol ako prvý uskutočnený predbežný test. Do neriedeného vodného výluhu sa nasadilo 20 perloočiek a súčasne rovnaký počet perloočiek do zriedovacej vody (roztok pripravený z demineralizovanej vody s prídavkom živín) ako kontrola (Tab. 1). V uskutočnenom teste bola zaznamenaná 100 % mortalita všetkých jedincov.

Výsledok predbežného testu je (STN 83 8303):

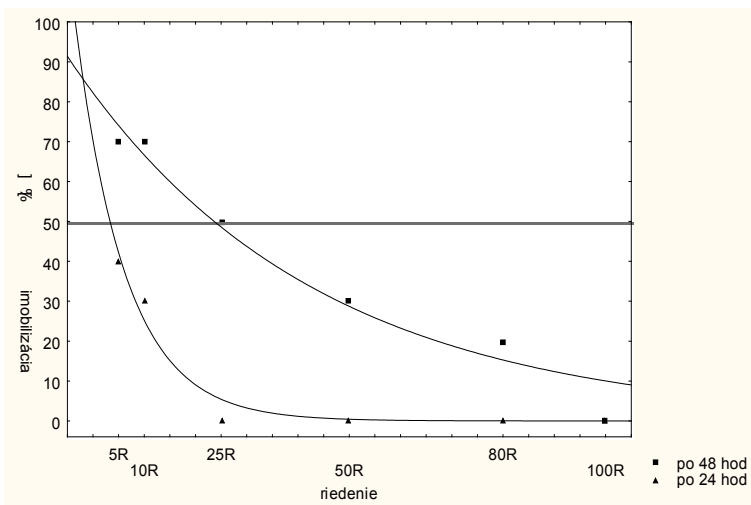
- test je negatívny, ak v priebehu testu došlo k úhynu alebo imobilizácii < 50 % perloočiek v porovnaní s kontrolou, vtedy treba vykonať overovací test,
- test je pozitívny, ak v priebehu testu došlo k úhynu alebo imobilizácii ≥ 50 % perloočiek v porovnaní s kontrolou, vtedy treba stanoviť hodnotu EC_{50} , robí sa orientačný a základný test.

Vzhľadom k pozitívnemu výsledku predbežného testu bol uskutočnený hneď základný test, na ktorý sa použilo 5 rôznych koncentrácií pripravených z vodného výluhu každej vzorky. Navrhnutý stúpajúci rad bol symetricky rozložený okolo predpokladanej hodnoty EC_{50} . Na skúšku sa použil objem 10 ml príslušného neriedeneho výluhu, kde sa nasadilo po 5 perloočiek. Test sa robil v dvoch paralelných opakovaniach. Rovnako sa uskutočnila kontrola, kde namiesto vodného výluhu bola použitá riediaci voda.

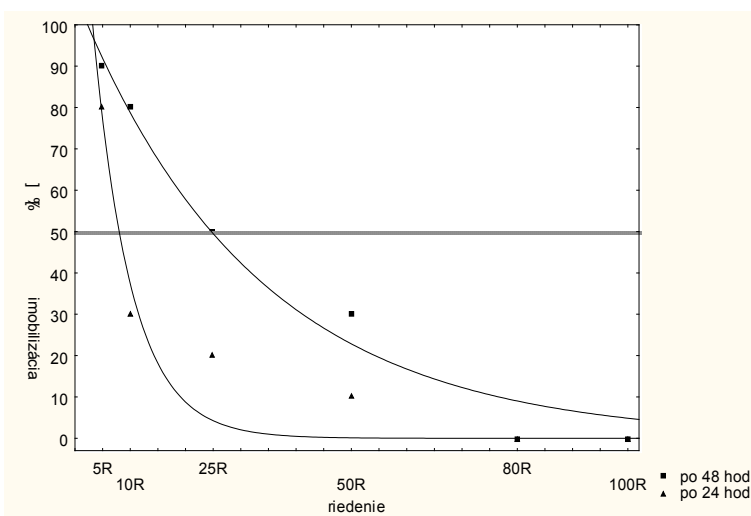
Na ďalšie skúšanie bolo pripravených z vodných výluhov experimentálnych vzoriek 6 riedení: 5, 10, 25, 80, 100-násobné riedenie. Do každej skúšobnej nádoby sa napietovalo po 10 ml roztoku a následne umiestnilo po 5 novonarodených jedincov *Daphnia magna*. Test sa vykonal v dvoch opakovaniach pre každé riedenie. Po 24 a 48 hodinách od začiatku testovania sa spočítal počet imobilizovaných, resp. uhynutých jedincov. Výsledky pre jednotlivé vzorky boli spracované programom STATISTICA 7, použitý bol model $im48 = A \cdot \exp(-k \cdot \text{riedenie})$ a graficky sú znázornené na Obr. 3–8. V grafoch vyznačené hodnoty imobilizácií po 24 hodinách sú označené bodmi „▲“ a po 48 hodinách značkou „■“. Miesto, kde priamka (znázornená „...“) pretína krivku preloženú stanovenými hodnotami, udáva koncentráciu, pri ktorej došlo k 50% inhibícii jedincov, t.j. ide o hodnotu EC_{50} .



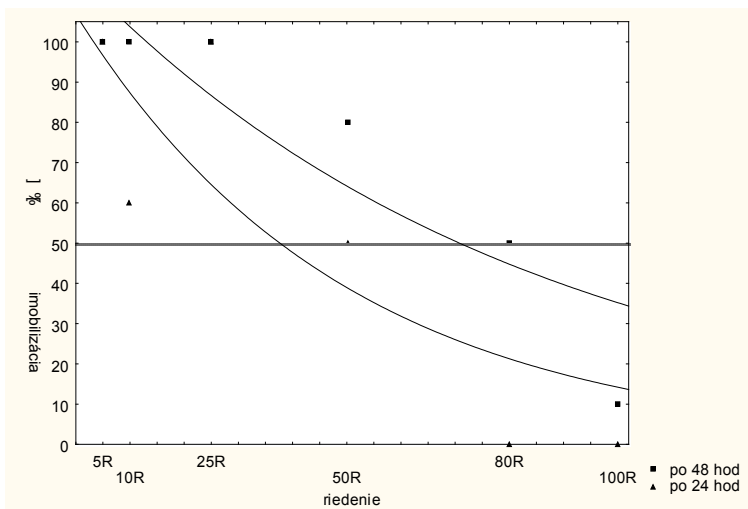
Obrázok 3 Priebeh testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Štandard



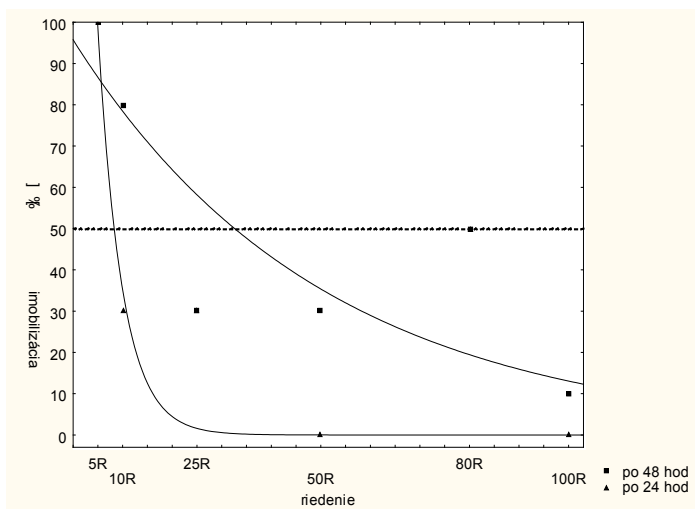
Obrázok 4 Priebek testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Variant 1



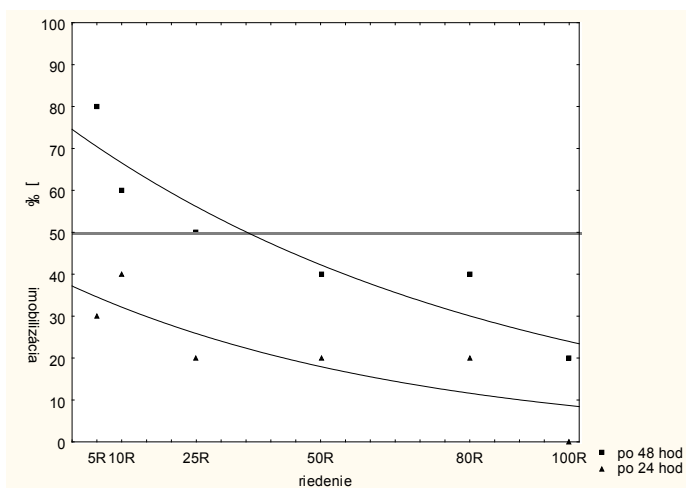
Obrázok 5 Priebek testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Variant 3



Obrázok 6 Priebek testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Variant 6



Obrázok 7 Priebek testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Variant 10



Obrázok 8 Priebeh testu imobilizácie *Daphnia magna* vo vodnom výluhu po 24 a 48 hodinách – Variant 11

Z výsledkov získaných uskutočneným biotestom a na základe vyhodnotenia regresnou funkciou boli vypočítané hodnoty EC_{50} pre jednotlivé vzorky. Z hodnôt uvedených v Tabuľke 2, ako aj z Obrázku 3 – 8 vyplýva, že koncentrácia, ktorá za presne definovaných podmienok imobilizuje 50% exponovaných jedincov, t. j. EC_{50} , bola najvyššia pri 71 %-nom riedení vzoriek skúšobných telies s 30%-nou náhradou riečného piesku troskou a najnižšia koncentrácia sa preukázala vo vzorke Štandard (skúšobné teleso bez prídavku zlievarenského odpadu). Stanovené hodnoty EC_{50} pre vzorky V1 (s 5 %-nou náhradou riečného piesku troskou) a V3 (s 15 %-nou náhradou riečného piesku troskou) sa takmer nelíšili, ako vyplýva z údajov v Tabuľke 2. Podobne sa správali v bioteste aj vzorky V10 a V11, kde stanovené hodnoty EC_{50} , pri ktorých dochádza k 50 %-nej imobilizácii jedincov dosiahli vyššie hodnoty koncentrácií, 33 a 35 %.

Tabuľka 2 Parametre regresných funkcií a výpočet EC_{50} (po 48 hod.) pre jednotlivé vzorky

Vzorka	A	k	EC_{50}	vzorka = $A \cdot \exp(-k \cdot \text{riedenie})$	R2
v1	82,2651	0,0210	24	$EC_{50}=82,2651 \cdot \exp(-0,021049 \cdot x)$	0,96
v3	107,3550	0,0310	25	$EC_{50}=107,355 \cdot \exp(-0,030961 \cdot x)$	0,98
v6	117,0200	0,0120	71	$EC_{50}=117,02 \cdot \exp(-0,012009 \cdot x)$	0,82
v10	95,7487	0,0199	33	$EC_{50}=(95,7487) \cdot \exp(-0,019918 \cdot x)$	0,67
v11	74,5600	0,0114	35	$EC_{50}=74,56 \cdot \exp(-0,011352 \cdot x)$	0,86
štandard	99,6792	0,0360	19	$EC_{50}=99,6792 \cdot \exp(-0,036008 \cdot x)$	0,97

Zo stanovených hodnôt EC_{50} vyplýva, že najnegatívnejšie reagovali v tomto zvolenom bioteste testovacie jedince na vzorku V6 (s 30% náhradou riečného piesku zlievarenskou troskou).

ZÁVER

Na základe výsledkov získaných uskutočneným biotestom, test akútnej toxicity na perloočkách, sa zistilo, že v neriedených výluhoch boli výsledky pozitívne a až séria riedení a zisťovanie hodnoty EC_{50} vo všetkých variantoch skúšobných telies nám poukázali na fakt, že zvýšený percentuálny podiel trosky v betónových kompozitoch zvyšuje aj toxický účinok vzorky, ktorý sa prejavoval imobilizáciou jedincov. Možno konštatovať, že z hľadiska ekotoxikologického výrobky na báze trosky pri nižších % podieloch trosky vo vzorkách nepredstavujú potenciálne riziko v zložkách ŽP. Pre potvrdenie komplexného ekotoxikologického účinku je vhodné testy rozšíriť o ďalšie skúšanie ekotoxikologických vlastností aj na ďalších trofických úrovniach.

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú agentúre APVV č. 0555-07 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

- HYBSKÁ, H. 2011. Toxikológia a ekotoxikológia: návody na cvičenia. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. 2011. 101s. ISBN 978-80-228-2298-5.
- KOČÍ, V. – MOCOŤ, K., 2009. Ekotoxikologie pro chemiky. Praha. VŠCHT, 199 s. ISBN 978-80-7080-699-9.
- SOLENSKÁ, M., 2008. Európsky medzilaboratórny test ekotoxikologického hodnotenia odpadov a výluh odpadov [online]. [cit. 2012-04-04]. Dostupné na internete: <http://www.banskeodpady.sk/files/Solenska%20Martina.pdf>.
- STN 83 8303. 1999. Skúšanie nebezpečných vlastností odpadov. Ekotoxicita. Skúšky akútnej ekotoxicity na vodných organizmoch a skúšky inhibície rastu rias a vyšších rastlín. Bratislava: STÚN, 1999, 15 s.
- STN EN 14735. 2006. Charakterizácia odpadov. Príprava vzoriek odpadov na ekotoxikologické skúšky.
- STN ISO 11465. 2001. Kvalita pôdy. Stanovenie obsahu sušiny a hmotnostného obsahu vody. Gravimetrická metóda.
- STN EN 13390-3 Skúšanie zatvrdnutého betónu Časť 3: Pevnosť v tlaku skúšobných telies.

ENVIRONMENTÁLNA, SOCIÁLNA A EKONOMICKÁ OBLASŤ SPOLOČENSKEJ ZODPOVEDNOSTI PODNIKOV

ENVIRONMENTAL, SOCIAL AND ECONOMIC AREA OF CORPORATE SOCIAL RESPONSIBILITY

Martin LAČNÝ¹

ABSTRACT

Stakeholder theory in the framework of theoretical concepts of corporate social responsibility refers to the fact that businesses are dependent on constant exchange with the external environment, namely the global system, which includes its economic, social and environmental aspects. This relation is based on the influential Sustainable development concept and is known as the principle of contextual relativity. Stakeholder theory emphasizes the need to resolve conflicts between different competing development objectives and incorporates harmonization efforts for economic prosperity, environmental quality and social equity. This theoretical approach results in the assessment models of social responsibility, of which the most influential - the Triple Bottom Line concept and the Global Reporting Initiative concept, are trying to balance business activities based on their combined contribution to three areas: economic prosperity (based on profit and loss statement), social capital (based on evaluation of CSR activities of the enterprise) and quality of environment (based on evaluation of environmental liability). Methods of the mentioned concepts have some common ground, but they differ in many ways. Their brief comparison in the context of their criticism provides an overview of the current discourse regarding the evaluation and reporting of social and environmental responsibility.

KEYWORDS

corporate responsibility, stakeholders theory, sustainable business, CSR reporting, Triple Bottom Line, Global Reporting Initiative

1 *Ing. Martin Lačný, PhD.*

*Prešovská univerzita v Prešove, Filozofická fakulta, Inštitút politológie,
Ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov,
e-mail: martin.lacny@unipo.sk*

ÚVOD

V ostatných dekádach vplyvná teória stakeholderov poukazuje na skutočnosť, že podniky nie sú do seba uzavretými jednotkami, nezávislými od prostredia, v ktorom sa angažujú. Práve naopak – ich aktivity vedú k tomu, že sú závislé na stálej výmene s vonkajším prostredím, čiže s globálnym systémom, ktorý má svoju ekonomickú, sociálnu a environmentálnu stránku. Faktom je, že sa podniky voči tomuto systému nachádzajú v dvojakom vzťahu. Na jednej strane môže mať konanie podnikov pozitívne alebo negatívne dôsledky na zdroje okolitého sveta, na druhej strane pôsobia funkcie vonkajšieho systému a jeho stav v konkrétnom čase a podmienkach, okolnostiach, možnostiach, ktoré determinujú slobodu podniku, čiže priestor na jeho činnosť (LOGAN, 1993).

Táto súvislosť vychádza z vplyvnej koncepcie udržateľného rozvoja (sustainable development) a je známa ako princíp kontextuálnej relativity. Teória, respektíve stratégia trvalo udržateľného rozvoja načrtáva spôsob života, založený na uspokojovaní potrieb súčasných generácií bez toho aby dochádzalo k obmedzovaniu budúcich generácií. Spája v sebe princípy slobody a zodpovednosti. Akcentuje potrebu riešenia konfliktov medzi rôznymi konkurujúcimi si rozvojovými cieľmi a zahŕňa zosúladenie snáh o ekonomickú prosperitu (economic prosperity), kvalitu životného prostredia (environmental quality) a sociálnu spravodlivosť (social equity) (TURÓCIOVÁ, 2010).

Najvýznamnejším momentom v tejto koncepcii je z pohľadu spoločenskej zodpovednosti podnikov (corporate social responsibility – CSR) uznanie tesnej závislosti medzi hospodárskou, sociálnou a environmentálnou dimenziou zodpovednosti, ktoré pomáha podrobne vymedziť charakter parciálnych zodpovedností, pripisovaných jednotlivito manažérom a podnikom ako kolektívnym subjektom. Ide o vymedzenie vzájomného vzťahu jednotlivých subsystémov, ktoré naznačuje, že vplyvy na spoločnosť a životné prostredie vyvolané činnosťou podnikov pôsobia spätne na samotné podniky. Podniky, podobne ako individuálne subjekty, šetria alebo ohrozujú systém a súčasne sú týmto systémom zasiahnuté – buď ich zveľadňuje alebo ohrozuje. Preto je podľa tohto konceptu v záujme všetkých aktérov globálneho systému, ako aj samotnej podnikateľskej sféry porozumieť logike, na základe ktorej sa táto výmena uskutočňuje (REMIŠOVÁ, 1999).

Princíp kontextuálnej relativity a vedomie ekonomickej, sociálnej a environmentálnej ukotvenosti podnikov vymedzuje rámcový charakter a zameranie jednotlivých čiastkových oblastí spoločenskej zodpovednosti podnikov.

Z hľadiska tohto konceptu ekonomická oblasť spoločenskej zodpovednosti podnikov predstavuje aplikáciu etického kódexu, alebo podobného nástroja, upravujúceho transparentné správanie podniku ako celku (trvalý dialóg s akcionármi, efektívnu protikorupčnú politiku, ochranu duševného vlastníctva, atď.) a definujúceho vzťah k zákazníkom, investorom, dodávateľom a ďalším participujúcim skupinám. V súčasnosti sa tento ekonomický rozmer zodpovednosti zvykne spájať tiež s implementáciou princípov Corporate Governance, vzťahujúcich sa predovšetkým na vymedzenie osobnej zodpovednosti riadiacich orgánov, transparentnosť a kontrolovateľnosť akti-

vít spoločnosti (podľa smernice OECD o riadení a správe obchodných organizácií). Sociálna oblasť CSR zahŕňa trvalý dialóg a spoluprácu s participujúcimi subjektmi, rozvoj ľudského kapitálu so zreteľom na zdravie a bezpečnosť zamestnancov, starostlivosť o ich vyvážený pracovný a osobný život, rovnosť príležitostí (vo vzťahu k rôznym typom znevýhodnených skupín), dodržiavanie ľudských práv na pracovisku, zákaz detskej práce a pod. Do rámca sociálnej oblasti spoločenskej zodpovednosti spadajú i korporatívna filantropia.

Environmentálna oblasť CSR sa z pohľadu kontextuálnej relativity zameriava na koncipovanie a realizáciu firemnej environmentálnej politiky, zameranej na ekologicky čistejšiu produkciu, environmentálne vhodné produkty, ochranu prírodných zdrojov a aktivity vedúce k znižovaniu negatívnych vplyvov na životné prostredie (PUTNOVÁ & SEKNIČKA, 2007).

Vzájomné vzťahy medzi ekonomickou, sociálnou a environmentálnou dimenziou CSR sú pritom mnohobočné a komplexné. Vnímanie aktivít podnikov v kontexte týchto väzieb zo strany jednotlivých participujúcich skupín (predovšetkým zo strany verejnosti, spotrebiteľov, zamestnancov, miestnej komunity, atď.) zásadným spôsobom modifikuje charakter podnikateľského prostredia a prináša pre podniky nové výzvy, ktorým musia čeliť.

Dôvody pre spoločensky zodpovedné správanie podnikov sa zvyknú vymedzovať jednak vo všeobecnej rovine – v súvislosti so zvyšovaním kvality života, ako aj v špecifických rovinách, súvisiacich predovšetkým s komparatívnymi výhodami na trhu (napr. pozitívna mravná klíma v podniku, úspora informačných a transakčných nákladov, marketingové konkurenčné výhody, kvalita podnikateľského prostredia, atď.).

Medzi ekonómami nepanuje zhoda, čo sa týka priorit a rozsahu spoločenskej zodpovednosti podnikov, súčasný pohľad na podnikanie rešpektuje a v rozvinutých ekonomikách často aj podporuje spoločensky zodpovedné podnikanie z viacerých dôvodov. Nakoľko samoregulatívne mechanizmy bývajú spravidla akceptovateľnejšie ako priama štátna regulácia, stratégia CSR sa môže aplikovať v rámci snahy vyhnúť sa vládnym zásahom. Najmä v prípade veľkých korporácií vystupuje do popredia okrem ich ekonomickej moci fakt, že sú v rámci svojho postavenia tvorcami a nositeľmi správania, ktoré ďalšie podniky napodobňujú. Potreba sebaregulácie biznisu je v tomto kontexte zdôrazňovaná ako odpoveď na jeho narastajúcu ekonomickú moc. Nemenej významným dôvodom je i meniace sa vnímanie biznisu zo strany verejnosti, súvisiace s rastúcimi nárokmi na kontrolu a transparentnosť podnikania.

Čím väčšia je v súčasnosti konkurencia značiek, tým viac sa presadzuje etický image a potvrdzuje sa nevyhnutnosť podpory morálnych hodnôt a úcty k pravidlám. Čím všemocnejšia je kultúra prítomnosti, tým usilovnejšie musia podniky hľadať prostriedky ako obsiahnuť budúcnosť – bez snahy ovládnuť ju. Čím väčší je v súčasnosti záujem o individuálne práva, tým dôraznejšie sú firmy nútené prezentovať svoj záujem o povinnosti. Všetky tieto protikladné skutočnosti naznačujú, že spoločensky zodpovedný prístup k podnikaniu nie je len módnou vlnou, ktorá čoskoro opadne (LIPOVETSKY, 1999).

Naznačený pohľad rezultuje v modeloch hodnotenia spoločenskej zodpovednosti, z ktorých dva v súčasnosti najvplyvnejšie – koncept Triple Bottom Line a koncept

Global Reporting Initiative, sa snažia bilancovať aktivity podnikov na báze ich kombinovaného prínosu k ekonomickej prosperite, sociálnemu kapitálu a kvalite životného prostredia. Metodiky spomínaných konceptov majú niektoré spoločné východiská, no v mnohom sa líšia. Ich stručná komparácia v kontexte ich kritiky prináša prehľad o súčasnom diskurze ohľadom hodnotenia a reportovania spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti podnikov.

KONCEPT TRIPLE BOTTOM LINE V KONTEXTE JEHO KRITIKY

V literatúre a odborných diskusiách sa v kontexte problematiky spoločenskej zodpovednosti podnikov v súvislosti s jej hodnotením a reportingom stretávame pomerne často s konceptom Triple Bottom Line (TBL, resp. 3BL), podľa definícií ktorého (podobne ako v prípade teórie stakeholderov) podnik nie je izolovanou jednotkou ale súčasťou širokého systému vzťahov. Pre podnik to znamená, že jeho prosperita bude závisieť od stavu society, v ktorej pôsobí a od postojov zainteresovaných segmentov tejto society voči nemu. Koncept TBL prezentuje snahu merať a hodnotiť výkon podnikov v oblasti spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti.

Pojem TBL bol prvý raz použitý v 90. rokoch minulého storočia Johnom Elkingtonom, zakladateľom britskej konzultantskej firmy SustainAbility. Podľa neho by mali podniky svoje pôsobenie bilancovať trojakým spôsobom, pričom sa jednotlivé oblasti ich záujmu označujú ako tri „P“: Profit - zisk, People - ľudia, Planet – environmentálna zložka (ELKINGTON, 1998). Táto myšlienka je základom prístupu k podnikaniu, podľa ktorého by sa celková výkonnosť podniku počas daného obdobia mala merať na báze jeho kombinovaného prínosu k trom oblastiam:

- ekonomickej prosperite (na báze výkazu ziskov a strát – profit and loss statement);
- sociálnemu kapitálu (na báze merania CSR aktivít podniku);
- kvalite životného prostredia (na báze merania environmentálnej zodpovednosti) (TRIPLE BOTTOM LINE, 2009).

Podľa tejto koncepcie „trojitej výsledovky“ by sa tak mal získať celkový obraz o úplných nákladoch, súvisiacich s podnikaním, nakoľko plnenie záväzkov voči stakeholderom podľa prívržencov TBL môže byť merané a vykazované podobne ako informácie publikované vo finančných výkazoch firiem. Zároveň môže toto plnenie záväzkov v oblasti spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti podniku podliehať auditu. Keďže sa v manažmente zvykne aplikovať známe: „Ak niečo nemôžeme merať, nemôžeme to ani riadiť“, je v odbornom diskurze funkčnosť nástrojov, ktorými sa má vyhodnocovať výkonnosť podnikov v oblasti CSR aktivít zvlášť významnou témou. Kľúčové otázky, vyvstávajúce v súvislosti s konceptom TBL, sa budú týkať praktickej možnosti aplikácie účtovných pravidiel v oblasti environmentálnej a spoločenskej zodpovednosti.

V súčasnosti sa pri skríningu firiem audítorskými spoločnosťami často aplikuje práve terminológia a metodika, vyplývajúca z konceptu TBL. Tí, ktorí používajú jazyk TBL sú súčasťou oveľa širšieho hnutia, niekedy označovaného skratkou SEAAR – sociálne a etické účtovníctvo, audit a reporting. Viaceré vlády, ministerstvá, či poli-

tické strany so „zelenou“ agendou tiež prispievajú k šíreniu princípov TBL prostredníctvom dokumentácie akceptujúcej a podporujúcej tento koncept. Pre mnohé neziskové organizácie a aktivistov sa koncept TBL stal doslova akýmsi „článkom viery“. V akademických diskurzoch v oblasti manažmentu, podnikateľskej etiky a environmentalistiky však zatiaľ konštatujeme vo vzťahu k tomuto relatívne novému konceptu pomerne málo analytických výstupov.

Elkington v rámci vymedzenia východísk konceptu TBL hovorí o postupnej zmene prístupu k podnikaniu, ku ktorej došlo v posledných dekádach minulého storočia a ktorú charakterizujú posuny od externalizácie k internalizácii environmentálnych a sociálnych nákladov firiem. Od katastrofických scenárov a identifikácie limitov rastu sa pozornosť strategického manažmentu postupne presúva cez rozvojové projekty, riadenie procesov a životných cyklov produktov a služieb, smerom k snahám o udržateľné hospodárstvo, štruktúru výroby a spotreby. Širšie chápanie spoločenskej zodpovednosti podnikov dostáva podobu konceptu Sustainable Business (ELKINGTON, 1998).

Samotné meranie „výkonnosti“ podniku v oblasti spoločenskej zodpovednosti sa v rámci TBL realizuje na báze relatívne objektívnej kvantifikácie indikátorov v niekoľkých oblastiach:

Diverzita:

- existencia stratégií, resp. programov podporujúcich rovnosť príležitostí;
- percentuálne zastúpenie žien vo vrcholovom manažmente;
- percentuálny podiel minorít v rámci personálu firmy;
- percentuálny podiel zamestnancov so zdravotným postihnutím.

Odbory:

- percentuálny podiel zamestnancov zastupovaných nezávislými odborárskymi organizáciami;
- percentuálny podiel zamestnancov, na ktorých sa vzťahujú podmienky kolektívnej zmluvy;
- počet sťažností zo strany zamestnancov organizovaných v odboroch.

Zdravie a bezpečnosť:

- dôkazy o podstatnom súlade s pokynmi Medzinárodnej organizácie práce pre systémy riadenia zdravia a bezpečnosti práce;
- počet (smrteľných) pracovných úrazov za rok;
- existencia programov povzbudzujúcich zamestnancov k zdravému životnému štýlu;
- percentuálny podiel respondentov z radov zamestnancov, ktorí považujú svoje pracovisko za bezpečné a pohodlné.

Detská práca:

- počet zamestnaných detí;
- počet zamestnaných detí v partnerských organizáciách, resp. skutočnosť, či je tento stav overovaný.

Komunita:

- percentuálny podiel prostriedkov, poskytnutých v rámci CSR aktivít komunity, na brutto zisku spoločnosti;
- zapojenie, resp. podpora projektov s prínosom pre širšiu komunitu (napr. pod-

- pora vzdelávania a tréningových programov, humanitárne projekty, a pod.);
- uplatňovanie stratégie podporujúcej spoluprácu s lokálnymi partnermi a dodávateľmi. (NORMAN & MACDONALD, 2003).

V literatúre je environmentálna oblasť konceptu TBL spájaná s ochranou životného prostredia, recykláciou, obnoviteľnými zdrojmi energie a prevenciou znečisťovania. Jej detailnejšie vymedzenia sú v súlade s konceptom Zero Waste Management, pri ktorom by prakticky nemali byť činnosťou firmy produkované žiadne odpady. Konkrétne indikátory environmentálnej výkonnosti podniku sa v metodike TBL sústreďujú do kategórií: materiály, energia, voda, emisie, odpadová voda, odpad, transport, zverejňovanie údajov z tejto oblasti a celkové hodnotenie životného prostredia. Za relevantné ukazovatele v tejto oblasti sa považujú:

- rôzne vplyvy používaných materiálov (zisťované pomocou LCA-Design alebo analogických softvérov);
- priemerná a aktuálna diferencovaná spotreba energií v porovnaní s podobnými budovami, zariadeniami, programami a štandardmi pre úsporu, efektívnosť, alternatívne dodávky, kogeneráciu, obnoviteľné zdroje energie, atď.;
- dostupnosť a porovnanie ročne vykazovaných energetických požiadaviek budov a zariadení;
- spotreba vody, recyklácia a miera zachytávania vody, výkaz o vypúšťaní odpadových vôd;
- dostupnosť a porovnanie vykazovaného vplyvu budov a zariadení na ozónovú vrstvu, prípadne ďalšie významné reporty o plynových emisiách;
- podstata a vplyvy produkcie, recyklácie a/alebo odstraňovania nebezpečných alebo iných odpadov a odpadových vôd;
- zverejňovanie nákladov súvisiacich s nedodržaním environmentálnych noriem a iných environmentálnych nákladov akéhokoľvek druhu;
- kvalita zastavaného prostredia – interne, čo sa týka spokojnosti pracovníkov, a navonok vo vzťahu k estetickému a vizuálnemu aspektu;
- hodnotenie estetických a architektonických atribútov budov z urbanistického hľadiska (KIMMET & BOYD, 2004).

Kritici konceptu TBL však namietajú, že je problematické dosiahnuť to, aby takéto rôznorodé dáta umožnili priame odčítanie záporných položiek od kladných v snahe dopracovať sa k akejsi „čistej hodnote“ CSR aktivít podniku, resp. syntetickému ukazovateľu, ktorý by sa dal všeobecne porovnávať s podobným výsledkom iného podniku. Ako príklad na ilustráciu tejto námietky môže poslúžiť problematická agregácia dát hypotetického podniku, ktorý by vykázal, napr. dvadsaťpercentné zastúpenie žien v top manažmente, sedempercentné zastúpenie minorít v rámci personálu, sumu dosahujúcu hodnotu 1,2 % zisku, darovanú v rámci charitatívnych aktivít, tri smrteľné pracovné úrazy, dvojdňový štrajk odborárov a zaplatenú pokutu za nadmerné emisie vo výške 30.000,- €.

Argumenty kritikov konceptu TBL vedú k názoru, že je prakticky nemožné vypracovať na báze tohto konceptu zmysluplnú metodológiu merania výkonnosti podni-

kov v oblasti CSR z dvoch kľúčových dôvodov. Je problematické, resp. nemožné vytvoriť spoločnú mieru pre súčasné hodnotenie všetkých pozitívnych a negatívnych vplyvov činnosti podniku na jednotlivých stakeholderov. Kým všetky náklady, výnosy, aktíva, či pasíva podniku je možné merať spoločnou menovou jednotkou, pri hodnotení aktivít podniku v oblasti spoločenskej a morálnej zodpovednosti takáto spoločná miera hodnôt – v monetárnej, či nemonetárnej podobe chýba.

Z praktického hľadiska sa viac-menej nedá očakávať vytvorenie všeobecného konsenzu o štandardoch pre hodnotenie CSR aktivít podniku, ktorý by bol analogický so všeobecným konsenzom o účtovných štandardoch. Príčinou je na jednej strane problematická kvantifikácia, v akej miere je vplyv jednotlivých aktivít podniku na stakeholderov pozitívny, či negatívny – na druhej strane je tu konštatovanie, že pri evaluácii spoločenského a environmentálneho dopadu aktivít podniku musíme počítať s ich kvantitatívnymi i kvalitatívnymi odlišnosťami, (napr. porovnať význam sponzorského príspevku firmy na štipendia študentov z lokálnej komunity, resp. ak tú istú sumu firma poskytne na podporu miestneho divadla? Ako kvantifikovať význam príspevku neziskovej klinike, resp. príspevku lokálnej ochranárskej organizácii?) Situácia sa samozrejme komplikuje, ak máme za úlohu vyhodnotiť a porovnať stovky takýchto dát (NORMAN & MACDONALD, 2003).

Environmentálna oblasť konceptu TBL (ohľaduplnosť k životnému prostrediu – environmental friendliness), sa vzťahuje k snahe zanechať životné prostredie v rovnakom, prípadne v lepšom stave, ako bolo na počiatku ekonomických aktivít firmy. Podobne ako v prípade sociálnej spravodlivosti, aj v prípade snáh o meranie a hodnotenie vplyvu aktivít firiem v tejto oblasti sa stretávame s problémami pri definovaní základných kritérií a ich váh.

Tieto a podobné argumenty vedú kritikov konceptu TBL ku konštatovaniu, že v oblasti CSR aktivít je možné sledovať a vykazovať mnoho relevantných a objektívnych faktov, akýkoľvek pokus o ich meranie, či porovnávanie ich významu nevyhnutne zahŕňa subjektívne hodnotové sudy, s ktorými ostatní legitímne nemusia súhlasiť. Z pohľadu etiky tu narážame na problém nesúmerateľnosti (incommensurability) rôznych hodnôt, ktoré sú zahrnuté v aktivitách podniku. V praxi to znamená, že v rámci konceptu TBL de facto neexistuje zastrešujúci vzorec alebo schéma, ktoré by sa dali použiť pri zosúladovaní subjektívnych hodnotení jednotlivých CSR aktivít a ktoré by zabezpečili možnosť určovať „čistú hodnotu“ CSR aktivít podniku na báze syntetických ukazovateľov, použiteľných pri porovnávaní výkonnosti podnikov v oblasti spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti.

Zdá sa teda, že uvažovanie o spoločenskej zodpovednosti podnikov je problematické z hľadiska merania eticky relevantných aspektov činnosti podniku a vykazovania jeho „spoločenského výkonu“ (social performance) a vplyvu, či dopadu na životné prostredie (environmental impact). Z pohľadu CSR aktivít podniku skutočne nie je jednoduché odpovedať na otázku. Aká je reálna pridaná hodnota aktivít podniku vo vzťahu k spoločnosti a životnému prostrediu v ktorých pôsobí? Snahy o vyrovnanie sa s týmto problémom komplikuje skutočnosť, že plnenie povinností a záväzkov, ako aj rešpektovanie práv jednotlivých stakeholderov, nie sú záležitosťami, v prípade ktorých by sa jednotlivé ekonomické subjekty mohli pokúšať o ich „zvyšovanie“ resp. „maximalizáciu.“ Jednoducho povedané - ak má podnik záväzok voči stakehol-

derom, mal by sa pokúsiť o jeho splnenie. Kvantifikovať túto snahu o splnenie záväzku per se, je nanajvýš problematické. Viacerí autori konštatujú, že vďaka svojej inherentnej vágnosti môže navyše „TBL rétorika“ pôsobiť kontraproduktívne, keď môže de facto zabrániť skutočne efektívnemu reportingu spoločensky a environmentálne zodpovedných aktivít a pre niektorých cynických podnikateľov môže jej použitie poslúžiť ako zastierací manéver.

Určitým mementom v tomto ohľade sa stal známy prípad spoločnosti Enron, ktorá v posledných týždňoch pred prepuknutím škandálu vykazovala všetky atribúty svetového lídra v oblasti spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti. Firma sa pravidelne umiestňovala na popredných miestach v rebríčku sto najobľúbenejších zamestnávateľov, niekoľko mesiacov pred krachom získala šesť významných environmentálnych ocenení, mala príkladnú firemnú politiku v oblasti ľudských práv, klimatických zmien, či paradoxne v oblasti korupcie. Napriek tomu škandalózny krach tejto spoločnosti pripravil mnohých ľudí o celoživotné úspory, prácu a vieru v čestnú spoločnosť (BIELIK, 2006).

Napriek určitej kontroverzii, spájajúcej sa s problematickou definíciou podstatných funkčných častí konceptu TBL, sa zdá že sme svedkami významných snáh, vedúcich k implementácii tohto konceptu. Napríklad austrálska vláda v júni 2003 ustanovila pracovnú skupinu a vo vlastnej réžii vyvinula svoj špecifický prístup v podobe manuálu environmentálneho výkazníctva – TBL Reporting In Australia. Avšak, ako konštatujú viacerí odborníci v danej oblasti, bez štandardných definícií bazálnych funkčných elementov je implementácia TBL komplikovaná, ak nie nemožná.

REPORTING CSR A KONCEPT GLOBAL REPORTING INITIATIVE

Reportovanie CSR je postavené na podobných východiskách v rámci populárneho konceptu *GRI – Global Reporting Initiative*, metodika hodnotenia podnikov sa v prípade tohto konceptu od prístupu TBL v čomsi líši. GRI je organizácia so sieťovou organizačnou štruktúrou, ktorá vypracovala, kontinuálne dotvára a aplikuje v súčasnosti v celosvetovom meradle najpoužívanejší rámec reportingu CSR aktivít. Strategické ciele tejto iniciatívy zahŕňajú popularizáciu reportingu environmentálnej a spoločenskej zodpovednosti podnikov. Reportingový rámec GRI bol vyvinutý a modifikuje sa na základe procesu kontinuálneho hľadania konsenzu širokého spektra stakeholderov (consensus-seeking multi-stakeholder process). Účastníci tohto procesu pochádzajú z prostredia globálneho biznisu, mimovládnych organizácií, akademických a odborných inštitúcií.

Na rozdiel od konceptu TBL, reportingový rámec GRI sa koncentruje na identifikáciu širokého spektra minimálnych štandardov, ktoré by mali spoločensky zodpovedné podniky spĺňať, pričom sa tento koncept nepokúša o žiaden sumárny ranking podnikov podľa toho, v akej miere tieto minimálne štandardy presahujú.

Konštrukcia indikátorov podľa metodiky GRI sa však odvíja od „trojitej výsledovky“ konceptu TBL. Indikátory sa sústreďujú do troch základných dimenzií podľa toho, či merajú ekonomickú, environmentálnu alebo spoločenskú výkonnosť firmy. Tieto dimenzie sa potom analyticky delia do jednej až štyroch kategórií. Napríklad

dimenzia mapujúca spoločenskú výkonnosť firmy sa ďalej rozpadá na štyri kategórie podľa druhu sledovanej problematiky: pracovné predpisy, ľudské práva, vplyv na spoločnosť a zodpovednosť produktov. Každá kategória sa ďalej delí podľa cieľových skupín zainteresovaných subjektov (stakeholderov) alebo cieľových oblastí. Ku každej cieľovej oblasti je priradený minimálne jeden konkrétny indikátor, ktorý možno na úrovni firmy empiricky sledovať (BUSSARD et al., 2005).

Kľúčové environmentálne indikátory zahŕňajú používané materiály (s vymedzením podielu spracovávaných odpadov), priamu a nepriamu spotrebu energií, spotrebu vody, polohu a rozlohu používaných pozemkov (so špeciálnym ohľadom na lokality bohaté z hľadiska biodiverzity), emisie a odpady, významné vplyvy produkovaných výrobkov a služieb na životné prostredie.

V jednom zo základných dokumentov tohto konceptu, v Smerniciach reportovania udržateľného rozvoja, sa uvádza, že reportingový rámec GRI predstavuje všeobecne akceptovaný rámec určený na reporting o ekonomickej, environmentálnej a sociálnej výkonnosti organizácie. Môže sa aplikovať v organizáciách rôznej veľkosti, sektorov alebo v rôznych lokalitách. Berie do úvahy praktické hľadiská, ktoré sú spoločné pre široké spektrum organizácií – od malých podnikateľov až po veľké firmy s rozsiahlou a geograficky rozšírenou činnosťou. Reportingový rámec GRI obsahuje všeobecný a sektoro-špecifický obsah, ktorý bol odsúhlasený širokým spektrom zainteresovaných subjektov z celého sveta, aby bol všeobecne použiteľný pre reporting výkonnosti organizácie v oblasti trvalo udržateľného rozvoja (SMERNICE REPORTOVANIA TUR, 2006).

Indikátory výkonnosti, ktoré GRI používa, sú kvantitatívne, ako aj kvalitatívne. Kvantitatívne číselné údaje majú podľa GRI množstvo výhod pre ich porovnateľnosť, zrozumiteľnosť a jednoduchosť. V niektorých prípadoch však môžu byť nespoľahlivé a nemusia vypovedať o skutočnom vplyve organizácie na jej okolie. Zvyčajne sa to stáva v prípadoch, keď je potrebné opísať pôsobenie firmy v komplexnom spoločenskom či ekonomickom systéme, ktoré sa nedá redukovat' na číselné vyjadrenie. Vtedy koncept reportingu GRI odporúča používať aj kvalitatívne indikátory, ktoré definuje ako slovné odpovede, prezentujúce komplexný obraz ekonomickej, environmentálnej a sociálnej výkonnosti firmy (BUSSARD et al., 2005).

Indikátory výkonnosti zverejňované vo výročných správach sa môžu meniť, prípadne si každá firma môže vytvoriť vlastné. Základné princípy, podľa ktorých sa výročná správa zodpovedne podnikajúcich firiem podľa konceptu GRI pripravuje, sú však nemenné.

Indikátory výkonnosti v oblasti udržateľného rozvoja sú teda rozdelené do ekonomických, environmentálnych a sociálnych kategórií. Každá z kategórií pritom pri reportingu zahŕňa informácie o manažérskom prístupe a k tomu zodpovedajúce hlavné a doplňujúce indikátory výkonnosti.

Hlavné indikátory boli vybrané v procese rozhodovania zainteresovaných subjektov GRI a považujú sa za všeobecne aplikovateľné a podstatné z hľadiska väčšiny organizácií. Doplňujúce indikátory predstavujú novovznikajúce postupy alebo sa týkajú tém, ktoré môžu byť selektívne dôležité pre niektoré organizácie, ale nemusia byť dôležité pre ostatných.

Sústredení sa na všeobecne akceptované minimálne štandardy koncept GRI zjed-

nodušuje identifikáciu podnikov, nespĺňajúcich niektoré z kritérií spoločenskej zodpovednosti, resp. udržateľného rozvoja. Cenou za toto zjednodušenie je však neschopnosť konceptu GRI identifikovať priekopníkov v oblasti CSR, keďže môžeme predpokladať, že väčšina „mainstreamových“ podnikov bude spĺňať minimálne štandardy. Tento nedostatok je z pochopiteľných dôvodov terčom kritiky zo strany zástancov konceptu TBL, ktorí reportingu podľa štandardov GRI vyčítajú menej ambiciózny prístup. V každom prípade je však tento alternatívny prístup úplne v rozpore s metaforou trojitej bilancie v koncepte TBL a predstavou o merateľnom kontinuálnom zlepšovaní výkonnosti podnikov v oblasti spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti.

ZÁVER

Náročnosť procesu hodnotenia a reportovania spoločenskej zodpovednosti ovplyvňuje diskusiu o tom, ako by mal tento proces v budúcnosti vyzerat'. Táto diskusia sa v súčasnosti venuje niekoľkým témam. Prvou je výber vhodných indikátorov a harmonizácia spôsobu reportovania. Druhou je téma rozšírenia obsahu reportov na všetky oblasti spoločensky a environmentálne zodpovedného podnikania. Ďalej nasleduje snaha posunúť sa od vymenúvania uskutočnených aktivít k strategicky relevantnejšiemu pohľadu, v ktorom by sa mala zhodnotiť aktuálna pozícia firmy a zároveň definovanie jej cieľov do budúcnosti, nakoľko mnohé firmy publikujú útržkovité informácie o ich CSR aktivitách, pričom spoločenská a environmentálna zodpovednosť v ich ponímaní zjavne nie je strategickou záležitosťou. Ide naopak často o viac-menej sporadické, spontánne aktivity, ktoré vyplývajú z aktuálnych potrieb a nápadov rôznych subjektov v rámci firmy alebo sú výsledkom vonkajšieho tlaku. Dôvod chýbajúcej stratégie býva zvyčajne jednoduchý: firmy (mimo formálneho rámca) často neuznávajú koncept CSR a nepoužívajú tento termín na opis svojich aktivít, preto nepripúšťajú ani potrebu partikulárnej stratégie slúžiacej na kontinuálne zlepšovanie v tejto oblasti.

V neposlednom rade sa diskutuje o dobrovoľnosti verzus povinnosti publikovať správy o spoločensky zodpovednom podnikaní. Mnohí prispievatelia do tejto diskusie pritom upozorňujú, že písanie takýchto správ by sa nemalo stať samoúčelom. Význam reportovania o spoločenskej zodpovednosti podľa nich spočíva hlavne v tom, že zvyšuje ochotu firiem preukázať pôsob nakladania so zdrojmi a efektívnosť ich činností v oblasti ekonomickej výkonnosti, spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti (BUSSARD et al., 2005; GALLOVÁ KRIGLEROVÁ et al., 2007).

Ďalšie praktické skúsenosti s používaním (nielen) spomínaných konceptov hodnotenia a vykazovania spoločenskej zodpovednosti podnikov budú s najväčšou pravdepodobnosťou pôsobiť v smere ich postupnej modifikácie a prispôsobovania praktickým potrebám hospodárskej praxe. Funkčnosť jednotlivých prístupov bude závisieť najmä od ich schopnosti vysporiadať sa s praktickými výzvami, ktoré bude prinášať spoločensko-ekonomický vývoj a samotné vnímanie problematiky spoločenskej a environmentálnej zodpovednosti podnikov v kontexte tohto vývoja.

POĎAKOVANIE

Štúdiá je čiastkovým výstupom riešenia grantovej úlohy VEGA č. 1/0789/11 Občianske kompetencie ako súčasť kľúčových kompetencií žiaka strednej školy.

LITERATÚRA

- BIELIK, R., 2006. Stúpenci a odporcovia spoločenskej zodpovednosti firiem. Podnikateľské prostredie a etika podnikania. Ekonóm, Bratislava, s. 184 – 187. ISBN 80-225-2199-X.
- BUSSARD, A. et al., 2005. Spoločensky zodpovedné podnikanie: prehľad základných princípov a príkladov. [online]. Integra/Pontis/Panet, Bratislava, 112 s. [cit. 2012-04-03]. Dostupné na internete: http://www.partnerstva.sk/buxus/docs/INTEGRA_Spolocensky_zodpovedne_podnikanie.pdf.
- ELKINGTON, J., 1998. Cannibals With Forks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business. New Society Publishers, Stony Creek, 416 s. ISBN 0-86571-392-8.
- GALLOVÁ KRIGLEROVÁ, E. et al., 2007. Východisková štúdiá o uplatňovaní spoločensky zodpovedného podnikania na Slovensku. Regionálne centrum Rozvojového programu OSN pre Európu a SNS, Bratislava, 63 s. ISBN 978-92-9504-275-9.
- KIMMET, P. – BOYD, T., 2004. An Institutional Understanding of Triple Bottom Line Evaluations and the use of Social and Environmental Metrics. In: Proceedings from the PRRES Conference – 2004. [online]. Pacific Rim Real Estate Society, Bangkok, 19 s. [cit. 2012-04-03]. Dostupné: http://www.prres.net/Papers/Kimmet_Institutional_Understanding_Triple_Bottom_Line_Evaluations.pdf.
- LIPOVETSKÝ, G., 1999. Soumrak povinnosti. Bezbolestná etika nových demokratických časů. Prostor, Praha, 312 s. ISBN 80-7260-008-7.
- LOGAN, D., 1993. Transnational giving. An introduction to the corporate citizenship activity of international companies operating in Europe. Directory of Social Change for Corporate Community Investment in Europe, London, 124 s. ISBN 1-873-86030-7.
- NORMAN, W. – MACDONALD, CH., 2003. Getting to the Bottom of “Triple Bottom Line. Business Ethics Quarterly, Vol. 13, Issue 1. ISSN 1052-150X. [online]. March 2003. [cit. 2012-04-04], Dostupné na internete: <http://www.businessethics.ca/3bl/triple-bottom-line.pdf>.
- PUTNOVÁ, A. – SEKNIČKA, P., 2007. Etické řízení ve firmě. Grada Publishing, Praha, 168 s. ISBN 978-80-247-1621-3.
- REMIŠOVÁ, A., 1999. Podnikateľská etika v praxi – cesta k úspechu. EPOS, Bratislava, 288 s. ISBN 80-8057-106-6.
- SMERNICE REPORTOVANIA TRVALO UDRŽATELNÉHO ROZVOJA. 2006. Global Reporting Initiative, Amsterdam, 45 s. [online]. [cit. 2012-04-04], Dostupné na internete: <http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/CBED3E0E-6360-4BF5-8EC9-2D06320B6728/0/Smernicereportovania.pdf>.
- TRIPLE BOTTOM LINE. IN: THE ECONOMIST ONLINE. [online]. Nov. 17th 2009. [cit. 2012-03-01], Dostupné: http://www.economist.com/businessfinance/management/displaystory.cfm?story_id=14301663.
- TURÓCIOVÁ, M., 2010. Spoločenská zodpovednosť firiem v globalizovanom svete. Humanum – Międzynarodowe Studia Społeczno-Humanistyczne Nr. 2/2010. Instytut Wydawniczy Humanum, Warszawa, s. 93 – 103. ISSN 1898-8431.

**POZNATKY O VPLYVE VYUŽÍVANIA A ZAŤAŽOVANIA
KRAJINY ČLOVEKOMNA SPOLOČENSTVO EPIGEICKEJ
MAKROFAUNY A BYSTRUŠIEK**

**KNOWLEDGES ABOUT ANTHROPOGENIC LANDSCAPE
UTILISATION AND LOADING EFFECT ON EPIGEAL
MACROFAUNA AND GROUND BEETLE COMMUNITY**

Beáta BARANOVÁ¹ – Danica FAZEKAŠOVÁ²

ABSTRACT

Epigeal macrofauna is in general considered to be important part of soil ecosystem. It performs notable role in trofic net, nutrition cycling and energy flow. It helps to maintain equitability of soil community and so balance and stability of entired soil ecosystem. Anthropogenic actions cause changes of soil environment where epigeal macrofauna is primary linked with and so they influence its abundancy and diversity. Soil fauna community composition reflect state and quality of environment, model organisms are suitable to be used for environment changes indication. Introduced work present literatry review about soil epigeal macrofauna with lay emphasis on bioindicative family Carabidae on chosen biotopes of cultural landscape differently changed by human actions. Chosen biotopes vary what about level of anthropogenic invasion, from highly disturbed biotopes in farmland, till abandoned, in presence already not used biotopes without human activity, which could in intensively used agricultural land and urbanized environment present valuable refugium for stenotopic ground beetle species and detritofagous macrofauna compound. Cultural landscape in global presents dominant type of environment and so holds most part of global biodiversity. That's why it is necessary to give more of our attention what about it's research.

KEY WORDS

epigeal macrofauna, Carabidae, agroecosystem, waste dump, invasive plant species,

1 Rndr. Beáta Baranová,

*Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity v Prešove,
Ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov,*

2 doc. Ing. Danica Fazekášová, PhD,

*Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu, Prešovská univerzita,
Slovenská 67, 081 16, Prešov, e-mail: fazek@unipo.sk*

ÚVOD

Napriek tomu, že väčšinu živočíchov v suchozemských habitatoch predstavujú pôdne bezstavovce, je pôda stále jedným z najmenej preskúmaných ekosystémov na našej planéte. Príspevok pôdnej fauny ku produkcii plodín, udržateľnosti a zdraviu pôdy je len málo preskúmaný a kvantifikovaný. Z hľadiska funkcie edafónu je pôda vysoko integrovaným systémom, kde sa jednotlivé živočíšne druhy navzájom pozitívne, alebo negatívne ovplyvňujú. Vzájomnou interakciou bohatého, avšak funkčne málo špecializovaného spoločenstva s úzkou skupinou mikroskopických dekompozítorov sa význam týchto skupín zvyšuje, funkčná rôznorodosť pôdneho spoločenstva zvyšuje mieru dekompozície. Narušenie týchto úzkych väzieb má negatívny dopad na funkciu pôdy. Je pritom zjavné, že činnosť človeka ovplyvňuje všetky druhy vo všetkých typoch habitatov a spôsobuje ich závažné zmeny. V človekom využívanej a zaťažovanej krajine je pre udržanie biodiverzity potrebné poznať význam a interakcie environmentálnych faktorov a ich vplyv na kompozíciu a funkciu lokálnych spoločenstiev. Urbánna, poľnohospodársky využívaná, antropogénne zaťažená krajina, či nepôvodné krajinné prvky sa stali reálnou a trvalou súčasťou životného prostredia. Napriek tomu je najväčšia pozornosť venovaná chráneným častiam prírody aj napriek tomu, že význačná časť biodiverzity prislúcha práve nechráneným oblastiam pod rôznym stupňom manipulácie zo strany človeka. Umelo vytvorené ekosystémy sa tak stávajú dôležitým prvkom pre prežívanie veľkej časti svetovej biodiverzity. Pozornosť ekológov sa len v nedávnej dobe upriamila na výskum človekom ovplyvnených biotopov a ich štúdium bolo akceptované ako súčasť hodnovernej a správnej ekológie.

CHARAKTERISTIKA A VÝZNAM EPIGEICKEJ MAKROFAUNY PRE PÔDNY EKOSYSTÉM

Epigeická makrofauna zahŕňa skupiny pôdných živočíchov obývajúcich povrch pôdy, s dĺžkou tela od 2 – 20 mm. Dominantnými radmi uvedenej skupiny sú: *Stylocmatophora*, epigeické formy *Lumbricida*, *Isopoda*, rady tried *Chilopoda* a *Diplopoda*, *Araneida*, *Opilionida*, *Coleoptera* (JAVOREKOVÁ a kol., 2008). Funkcia jednotlivých radov epigeickej makrofauny v pôde priamo závisí od ich trofického zamerania, stupňa pohyblivosti a fyziologických prejavov. S veľkosťou organizmov súvisia ich potravné nároky, nároky na podmienky prostredia a životný priestor. Zástupcovia makrofauny migrujú v rámci celého pôdneho profilu do vzdialenosti niekoľko metrov. Detritofágne a saprofágne skupiny (*Lumbricida*, *Isopoda*, *Glomerida*, *Julida*, *Polydesmida*, *Lithobiomorpha*, *Geophilomorpha*) požírajúce odumretý organický materiál prispievajú k jeho fragmentácii a rozdrobovaniu, čím sa zväčšuje jeho aktívny povrch a uľahčuje jeho mikrobiálny rozklad. Prechodom ich tráviacim traktom vznikajú organo-minerálne komplexy a humus (RAJCHARD et al., 2002). Tým prispieva detritofágna zložka pôdnej makrofauny k procesu sekvestrácie uhlíka (ŠPALDOŇOVÁ & FROUZ, 2011), k stabilizácii pôdnej organickej hmoty (FROUZ,

2011) a zosilňuje akumuláciu, rovnako ako aj mineralizáciu organického materiálu. Zmeny v spoločenstve pôdnej makrofauny, zníženie počtu až absencia jednotlivých skupín preto môže uvedené procesy výrazne spomaliť (FROUZ et al., 2007). Prostredníctvom interakcie s mikroflórou reguluje pôdna makrofauna proces dekompozície organického opadu (SMITH et al., 2009). Rovnako ovplyvňuje mikrobiálnu aktivitu a mikrobiálne spoločenstvo prostredníctvom zmien prostredia, ktoré pôdny mikroedafón osídľuje (FROUZ, 2011). Dravé skupiny (*Opilionida*, *Araneida*, *Hymenoptera*, *Coleoptera*) predaným tlakom regulujú abundanciu ostatných skupín, čím prispievajú k udržiavaniu procesov, ktoré tieto skupiny zabezpečujú. Migráciou medzi jednotlivými pôdnymi horizontami prispievajú zástupcovia radov *Stylomatophora*, *Lumbricida*, *Isopoda*, *Glomerida*, *Polydesmida*, *Lithobiomorpha*, *Geophilomorpha*, *Coleoptera* a *Hymenoptera* k premiešavaniu pôdných vrstiev a vnášaniu organického materiálu do nižších horizontov pôdy. Vytváraním chodbičiek a makropórov ovplyvňujú vlhkosť, vzdušný a teplotný režim pôdy. Vylučovaním hlienovitých metabolických produktov (*Stylomatophora*, *Lumbricida*) prispievajú k tvorbe pôdných agregátov, produkciou špecifických metabolických produktov (*Hymenoptera*) menia pôdnu reakciu. Produkciou celulózy (*Stylomatophora*) napomáhajú k rozkladu rastlinného materiálu predovšetkým v počiatočných štádiách vývoja pôd. Inkorporáciou vápnika do svojich tiel (*Stylomatophora*, *Isopoda*) ovplyvňujú jeho kolobeh (KOVÁČ, 2003; JAVOREKOVÁ a kol., 2008).

ČEĽAĎ *CARABIDAE* AKO SÚČASŤ EPIGEICKEJ MAKROFAUNY

Čeľaď bystruškovité (*Carabidae*) je súčasťou a zároveň jednou z najpočetnejších čeľadí veľkej skupiny *Coleoptera*. Bystrušky sú významnou skupinou živočíchov, ktorá vo vzťahu k človeku a jeho činnosti zohráva pozitívnu úlohu. Zástupcovia čeľade vystupujú ako predátori rôznych, ľudskej činnosti škodiacich bezstavovcov. Ako jedna zo zložiek epigeónu bystrušky svojou druhovou skladbou jednoznačne odrážajú kvalitu prostredia a svojim výskytom potvrdzujú pozitívnu, resp. negatívnu reakciu na realizované vstupy. Prítomné druhy svojim kvantitatívnym a kvalitatívnym zastúpením charakterizujú základné trofické a topické vzťahy biotopu (HÜRKA, 1996; FRANC, 2005; VICIAN a kol., 2007; PORHAJAŠOVÁ a kol., 2008). Čeľaď *Carabidae* zahŕňa viac ako 32 000 popísaných druhov chrobákov. Na Slovensku a v Čechách je zastúpených 9 podčeľadí s viac než 600 druhmi. Čeľaď je relatívne veľkým počtom druhov zastúpená vo väčšine typov ekosystémov. Jednotlivé druhy sa vyznačujú rozdielnymi morfológickými, fyziologickými a bionomickými adaptáciami, ktoré im v jednotlivých fázach ich vývinu umožňujú obsadzovať rôzne typy biotopov. Zástupcovia vyskytujúci sa na našom území sú potravne nešpecializovaný mäsožravci aktívne loviaci korisť, alebo vyhľadávajúci uhynuté živočichy. Larvy mnohých druhov sú rovnako predátormi, časť druhov je v larválnom štádiu fytofágná, alebo všežravá. Veľkosť stredoeurópskych druhov sa pohybuje v rozmedzí 1,6 až 40 mm. Najdôležitejšími faktormi ovplyvňujúcimi ich výskyt sú vlhkosť, teplota, zatienie, typ vegetácie, dostupnosť potravných zdrojov a charakter pôdneho podkladu. Z chemických

vlastností pôdy, ktoré môžu ovplyvniť výskyt a distribúciu bystrušiek sú za najdôležitejšie považované pH, obsah chloridu sodného a vápnika. Bystruškovité tiež citlivo reagujú na najrôznejšie toxické látky (insekticídy, herbicídy), ako aj na nadmerné používanie priemyselných hnojív (HŮRKA, 1996; BEZDĚK, 2001; HŮRKA, 2005; AVGIN & LUFF, 2010). Väčšina druhov žije na povrchu pôdy, pod kameňmi, alebo v hrabanke, na bylinách, kroch a stromoch, pod kôrou, alebo v hnijúcom dreve. Larvy *Carabidae* sa pohybujú medzi povrchom pôdy, vrstvou opadu a medzi jednotlivými profilmi pôdy (LÖVEL, 2008; AVGIN & LUFF, 2010). Zástupcovia čeľade *Carabidae* sú zároveň jednou z najviac používaných modelových skupín v rámci ekologických výskumov. Dôvodom je ich druhová bohatosť, rozšírenie, dobré poznatky o taxonómii, bionómii a ekológii jednotlivých druhov a ich schopnosť reflektovať biotické a abiotické podmienky prostredia a jeho priestorovú štruktúru. Spoločenstvo bystrušiek tiež zahŕňa množstvo druhov typických pre určité štádium sukcesie, alebo typ habitatu (habitatových špecialistov) a je zároveň dobre definovateľné. Materiál bystrušiek je pomerne ľahké získať v množstve potrebnom pre štatistické analýzy. Zástupcovia čeľade *Carabidae* sú preto významnou skupinou pre aplikovaný poľnohospodársky výskum, sledovanie sukcesie ekosystémov, využívaný ako indikátory environmentálnych zmien, význam čeľade *Carabidae* sa zvyšuje aj v rámci výskumov krajinej ekológie (BEZDĚK, 2001; LÖVEL, 2008; AVGIN & LUFF, 2010; KOIVULA, 2011).

VPLYV VYUŽÍVANIA A ZAŤAŽOVANIA KRAJINY ČLOVEKOM NA SPOLOČENSTVO EPIGEICKEJ MAKROFAUNY A BYSTRUŠIEK

Pôsobením antropogénnych činiteľov dochádza na úrovni spoločenstva bystrušiek k niekoľkým zmenám. So zvyšujúcou sa mierou narušenia dochádza k monotónnemu poklesu druhovej bohatosti (GRAY, 1987; 1989 in LÖVEL, 2008), abundancia a druhová bohatosť habitatových špecialistov pozdĺž urbanizačného gradientu klesá (MAGURA et al., 2004, in LÖVEL, 2008). V habitatoch ovplyvnených disturbanciou dochádza k poklesu celkovej diverzity, generalistické druhy sa stávajú dominantnými a priemerná veľkosť prítomných druhov klesá (GRAY, 1989, in LÖVEL, 2008). Z trofického hľadiska sú v urbánnom prostredí najpočetnejšie omnivorné druhy (LÖVEL, 2008). So zvyšujúcou sa mierou disturbancie klesá počet veľkých špecialistov s malou schopnosťou disperzie, zatiaľ čo počet malých, vysoko disperzných druhov stúpa (ISHITANI et al., 2003; RAINIO & NIEMELA, 2003; SMALL et al., 2003). Vysoká intenzita narušenia mení spoločenstvo bystrušiek v prospech druhov s krátkym životným cyklom (SMALL et al., 2003). Narušené prostredie podmieňuje redukciu individuálnej veľkosti jedincov aj v rámci jedného druhu, so zvyšujúcou sa mierou disturbancie prostredia sa priemerná veľkosť organizmov bystrušiek znižuje (MAGURA et al., 2004; WELLER & GANZHORN, 2004; MAGURA et al., 2006), zároveň sa zvyšuje miera asymetrie individuálneho organizmu. Najvyššiu mieru asymetrie vykazujú jedince najviac zaťažených, urbánnych oblastí (WELLER & GANZHORN, 2004). Početnosť a diverzita zástupcov čeľade *Carabidae* výrazne klesá od rurálnych smerom k urbánym stanovištiám a zastúpenie druhov sa z trofického hľadiska mení v prospech omnivorov (ELEK & LÖVEL, 2007). So zvyšujúcou sa mierou disturbancie rovnako klesá

epigeická aktivita a denzita habitatových špecialistov, aktivita a denzita generalistov nevykazuje vo vzťahu k narúšaniu výraznejšie zmeny (MAGURA et al., 2008). Úmerne so zvyšujúcou sa mierou narúšania dochádza k úbytku druhov s úzkym areálom výskytu, vyššou ekologickou špecializáciou a nižšou ekologickou toleranciou, čo sa prejavuje aj v opačnom smere. Pre prenikanie druhov do silne narušených ekosystémov je významným faktorom schopnosť lietania, ekologická tolerancia a potencia druhu (ŠUSTEK, 1981).

INTENZÍVNE VYUŽÍVANÉ A ŽAŤAŽOVANÉ BIOTOPY – AGROEKOSYSTÉMY

Agrotechnické zásahy ovplyvňujú pôdne bezstavovce niekoľkými spôsobmi. Vystavujú ich priamemu poškodeniu, usmrteniu a predácii, vyschnutiu, alebo zaneseniu do hlbších horizontov pôdy. Manažment poľnohospodárskeho systému môže ovplyvniť schopnosť prežitia jednotlivých druhov (HOLLAND & REYNOLDS, 2003; LAZZERINI et al., 2007; IVASK et al., 2008). Akékoľvek narúšanie pôdneho krytu ovplyvňuje druhové zloženie spoločenstva bystruškovitých, rovnako ako aj fenológiu a reakcie jednotlivých druhov (HOLLAND & LUFF, 2000). Agrotechnické zásahy menia početnosť, kvalitu a štruktúru habitatov prostredníctvom zmien pôdnej teploty, vlhkosti, chemických a fyzikálnych vlastností pôdy, kvality a kvantity potravy a organickej hmoty a jej dostupnosti počas sezóny. Tým agrotechnické zásahy sprostredkovane vplyvajú na abundanciu, diverzitu a aktivitu pôdneho edafónu (HOLLAND & REYNOLDS, 2003; LAZZERINI et al., 2007; IVASK et al., 2008).

S intenzifikáciou poľnohospodárstva a stratou poloprírodných, otvorených stanovišť v 60-tych rokoch minulého storočia súvisí úbytok vzácnych a naopak šírenie bežných druhov bystrušiek. Habitatový špecialisti sa vyskytujú v rámci fragmentov poloprírodných habitatov a lokálne vymierajú, ak sú tieto fragmenty zničené, alebo degradované. Najintenzívnejšie využívaná poľnohospodárska krajina je charakterizovaná výskytom eurytopných druhov *Carabidae*.

Kompozícia spoločenstva bystrušiek v rámci ornej pôdy poukazuje na vysoké zastúpenie nešpecifických druhov. Narúšanie pôdneho krytu eliminuje počet veľkých druhov v spoločenstve, predovšetkým z rodu *Carabus*. Agrotechnické zásahy pravdepodobne vyhovujú druhom preferujúcim nízku vlhkosť prostredia a druhom s vysokou mierou disperzibility. S intenzívnejšími manažmentovými praktikami a zvyšujúcou sa disturbanciou zároveň klesá početnosť druhov a jedincov (EVERSHAM et al., 1996; HOLLAND & LUFF, 2000; RAINIO & NIEMELÄ, 2003; PORHAJAŠOVÁ a kol., 2004).

Vplyv klasickej a neinverznej, resp. ochrannej orby je nejednoznačný. Konvenčný spôsob orby ovplyvňuje nielen samotnú abundanciu, ale aj pomer medzi jednotlivými funkčnými skupinami článkonožcov. Hlboká, inverzná orba mení rovnovážny pomer medzi predátormi a fytofágmi v prospech fytofágov už v prvom roku po jej aplikácii. Naopak, neinverzný spôsob orby udržiava proporcionalitu medzi skupinami článkonožcov na úrovni prírodného prostredia. Bezorbový systém je charakterizovaný vyššími vstupmi organického materiálu do pôdy, čo vedie k zvýšeniu edafickej biodiverzity, dekompozície, zlepšeniu fyzikálnych vlastností pôdy, kolobehu

živín a tým k vyššej udržateľnosti agroekosystému. Riadené vstupy a tým aj vyššia kvalita, kvantita a dostupnosťou organickej hmoty v takomto systéme môžu podmieniť vyššiu aktivitu detritofágov v rámci obrábaných, v porovnaní s prírodnými, neprodukčnými plochami (MARASAS et al., 2001). Dôležitým faktorom pre prežívanie bystrušiek vo vzťahu k orbe je aj jej načasovanie. Zdá sa, že skoré vývinové štádiá, t.j. vajíčka a skoré štádiá larvy sú orbou poškodzované len minimálne. Obrábanie uskutočnené v období skorých vývinových štádií vajíčka a larvy teda neovplyvňuje budúcu populáciu dospelcov. Preto u druhov bystrušiek s rozmnožovaním a kladením vajíčok na jar a následným liahnutím dospelcov až v letnom období má jarňá orba na ich populáciu len minimálny vplyv. Larvy a dospelce bystrušiek s rozmnožovaním v jeseni sa liahnu na jar, kedy sú agrotechnické zásahy najintenzívnejšie a sú tak orbou vysoko zasiahnuté. Dlhodobé prežívanie bystrušiek v rámci ornej pôdy závisí na ich flexibilitě v čase kladenia vajíčok a s disperznou schopnosťou dospelcov v období ich najvyššej epigeickej aktivity (PURVIS & FADL, 2002).

Účinok aplikácie pesticídov a hnojív na pôdnu faunu v agroekosystémoch nie je možné zovšeobecniť a následky ich používania nie sú jednoznačné. Vzhľadom na širokú škálu organizmov a heterogenitu prostredia pôsobia hnojivá a pesticídy na pôdnu faunu jednak inhibične, jednak stimulačne. Rozhodujúcim faktorom je intenzita, obdobie aplikácie a časový odstup medzi aplikáciou. Hnojivá a pesticídy vplývajú na pôdnu faunu priamo, t.j. možným poškodením až usmrtením (EDWARDS, 2002; SEYMORE, 2005). Z hľadiska toxicity zahŕňajú pesticídy široké spektrum biocídov, rovnako aj vysoko špecifické chemikálie, ktoré vplývajú na obmedzené množstvo bezstavovcov. Ich aplikácia pôsobí v rámci agroekosystémov na cieľové, rovnako však aj na necieľové skupiny organizmov, ktoré slúžia napr. ako potrava vtákom. Poškodzovanie necieľových, benefičných organizmov môže viesť k premnoženiu škodcov (EDWARDS, 2002; SEYMORE, 2005; TAYLOR et al., 2006).

Samotná aplikácia pesticídov nemá podľa CLARKA (1999) na abundanciu ani druhovú bohatosť bystrušiek zásadný vplyv. Bystrušky síce v rámci agroekosystémov negatívne reagujú na aplikáciu najbežnejšie používaného pesticídu (účinná látka dimetoát), avšak ich počty opätovne vzrastajú už po niekoľkých týždňoch (KOIVULA, 2011). Insekticídy (účinná látka pyreteroid) aplikované počas hlavnej reprodukčnej periódy bystrušiek s rozmnožovaním na jeseň nemusia nevyhnutne redukovať počet týchto druhov. Tieto pesticídy sú pre bystrušky zvyčajne menej škodlivé ako organofosfáty a nespôsobujú výraznú úmrtnosť lariev týchto druhov aj pri ich vysokej epigeickej aktivite (NOORDHUIS et al., 2001).

So zvyšujúcou sa intenzitou aplikácie maštalného hnoja vzrastá podiel karnivorných bystrušiek, čo môže viesť k zlepšeniu biologickej kontroly škodcov. Na druhej strane so stúpajúcim počtom rokov a intenzitou aplikácie maštalného hnoja klesá ich druhová diverzita. Tento vplyv pretrváva minimálne po dobu dvoch rokov. Priemyselné hnojivá nemajú na populácie bystrušiek zjavne žiaden vplyv (RAWORTH et al., 2004). Použitie superfosfátov, vápnenie a aplikácia kalu v rámci trávnych porastov však mení kompozíciu lúčneho spoločenstva mravcov a chrobákov. Aplikácia superfosfátov spôsobuje lokálny úhyn pôvodných druhov a zvyšuje dominanciu introdukovaných organizmov, čo vedie k rozpadu druhovej diverzity článkonožcov (OLIVER et al., 2005).

Nepriamy vplyv priemyselných hnojív a pesticídov na pôdnu faunu vrátane bystrušiek sa prejavuje prostredníctvom zmien prostredia, rastlinného spoločenstva a dostupnosti potravy (EDWARDS, 2002; SEYMORE, 2005; TAYLOR et al., 2006; KOIVULA, 2011). Monokultúrne porasty s aplikáciou herbicídov sú na prospešné článkonožce vrátane bystrušiek v porovnaní s porastmi bez aplikácie herbicídov, t. j. výskytom burín chudobnejšie (TAYLOR et al., 2006). Hnojivá zvyšujú produktivitu, fungicídy obmedzujú hubovité ochorenia plodín. Tým prispievajú k zvyšovaniu množstva opadu a organickej hmoty v pôde. Pesticídy však môžu rozvrátiť potravný reťazec v pôde a ovplyvniť pôdne procesy, ako napríklad rozklad organickej hmoty. Zmena rozkladnej trofickej siete použitím širokospektrálnych pesticídov redukuje biologickú diverzitu a tým aj stabilitu a vyrovnanosť ekosystému. Reziduá pesticídov sa koncentrujú v telách pôdných živočíchov, napr. dážďoviek, slimákov, alebo väčších článkonožcov, čím sa stávajú súčasťou potravného reťazca na jeho vyšších úrovniach (EDWARDS, 2002; SEYMORE, 2005).

Alternatívne systémy hospodárenia v porovnaní s konvenčnými redukujú použitie vstupov s najväčším potenciálom poškodzovať prostredie, smerujú k ochrane prírody a udržaniu biologickej rovnováhy (FAZEKAŠOVÁ & PORÁČOVÁ, 1999). Kladný efekt organického hospodárenia na pôdny edafón však nie je jednoznačný (ŠARAPATKA et al., 2008). Vhodné trofické a topické podmienky vytvárajú obe sústavy hospodárenia (PORHAJAŠOVÁ a kol., 2004). Podobné environmentálne podmienky oboch sústav podľa PETŘVALSKÉHO a kol. (2004) výraznejšie neovplyvňujú zastúpenie jednotlivých druhov bystrušiek. Rozdiely v spoločenstvách *Carabidae* závisia podľa CLARKA (1999) viac na kombinácii nadväzujúcich faktorov, ako na jednotlivých systémoch hospodárenia a spôsoboch obrábania. Najviac ovplyvňuje faunu bystrušiek štruktúra porastu plodín a to prostredníctvom modulácie mikroklimatických podmienok, dostupnosti potravy a schopnosti chrobákov pohybovať sa po povrchu pôdy (MELNYCHUK et al., 2003). Pre faunu bystruškovitých v rámci agroecénóz sú vhodnejšie porasty riedšie osievaných plodín a polia s výskytom burín (DÖRING & KROMP, 2003). Intenzívne obrábanie však vedie k znižovaniu druhej početnosti *Carabidae*. Naopak, eliminácia obrábania pôdy v alternatívnych systémoch hospodárenia stabilizuje rovnováhu medzi škodcami a predátormi. Mechanické a fyzikálne metódy ochrany rastlín a absencia aplikácie pesticídov pri organickom hospodárení sú predpokladom vyššieho zastúpenia celkovej pôdnej bioty (PORHAJAŠOVÁ a kol., 2004). Poľnohospodárske plochy v ekologickom systéme hospodárenia sú preto pre udržanie diverzity a stability spoločenstiev mnohonôžok, koscov a chrobákov na ornej pôde vhodnejšie (STAŠIOV a kol., 2007; UHORSKAIOVÁ & STAŠIOV, 2007; VICIAN a kol., 2007). Početnosť a druhová bohatosť dôležitých funkčných skupín, ako aj ostatných komponentov agrobiodiverzity a s nimi spojených funkcií tak môže byť zlepšená ekologickým obhospodávaním aj malej časti konvenčného agroekosystému (DIEKÖTTER et al., 2010). Ako rozhodujúci faktor sa javí pôdna organická hmota (ŠARAPATKA et al., 2008), ktorej obsah pozitívne ovplyvňuje výskyt základných epigeických skupín vrátane chrobákov aj v rámci konvenčného systému hospodárenia (PORHAJAŠOVÁ a kol., 2008). Pri prechode na ekologické hospodárenie sa pritom jej množstvo zvyšuje (ŠARAPATKA et al., 2008). Celkový počet jedincov zachytených v ekologickom systéme hospodárenia je v porovnaní s konvenčným vyšší (PORHAJAŠOVÁ a kol., 2004; ŠARAPATKA et al.,

2008). Najviac profitujú z organického poľnohospodárstva druhy bystrušiek otvorených stanovišť (DÖRING & KROMP, 2003).

Obhospodarovanie trávnych porastov prekonalo v posledných desaťročiach zásadné zmeny. Intenzifikácia zahŕňala používanie mechanizácie, dodatkové vstupy vo forme hnojív a pesticídov, opakované vysievanie osiva, čo zvýšilo produkciu lúk a umožnilo skoršie a častejšie kosenie, alebo zintenzívnenie spásania. Lúčne bezstavovce adaptované na tradičný spôsob kosenia sa stali ohrozenými (HUMBERT et al., 2009). Vplyv procesov akými sú kosenie, drvenie, obracanie, zhŕňanie a balíkovanie sena na abundanciu a diverzitu bezstavovcov nie je podľa HUMBERTA et al. (2009) zatiaľ dobre známy, avšak predpokladá sa, že je vysoko negatívny. Podľa autorov môžu byť organizmy usmrčované priamo procesom kosenia a odnášané z pôvodného habitatu pri balíkovani sena. Po vykonaní kosby sa výrazne mení fyzikálna štruktúra, teplota a vlhkosť prostredia, či dostupnosť potravy. Rovnako sa mení predačný tlak a následkom prísunu, alebo naopak odnosu organizmov dochádza k zmenám v štruktúre spoločenstva prítomnej fauny. Reakcie pôdnych živočíchov na jednotlivé úkony závisia na technike kosenia, vrátane načasovania a frekvencie kosby, type použitých mechanizmov, type habitatu a líšia sa na úrovni druhov a vyšších taxónov. Chrobáky vykazujú v porovnaní s citlivejšími skupinami, ako napr. *Heteroptera* voči koseniu výraznejšiu odolnosť. *Araneida* sú rovnako citlivé a kosenie výrazne ovplyvňuje ich abundanciu a diverzitu. Pre pavúky je škodlivejšie letné v porovnaní s jarným a jesenným kosením. Kosenie na jar zas negatívne ovplyvňuje menej vagilné skupiny, vrátane juvenilných štádií. Žiadna z používaných techník nie je bez negatívnych následkov. Prežívaniu organizmov preto môže napomôcť ponechanie zatrávených pásov bez aplikácie kosenia. Aj keď má kosenie a pasenie na pôdnu makrofaunu jednoznačne negatívny vplyv, podľa TUFFA et al. (2011) výskyt a diverzitu spoločenstiev jednotlivých skupín epigeickej makrofauny t. j. *Carabidae*, *Araneida*, *Opiliona*, *Isopoda* a *Chilopoda* v rámci kosených a spásaných porastov výraznejšie ako samotné kosenie a pasenie ovplyvňuje krajinná štruktúra, t. j. rozmiestnenie krov a stromov v rámci trávnatého porastu. Výskyt uvedených skupín je ovplyvňovaný aj ďalšími faktormi ako sezónou, nadmorskou výškou, prítomnosťou vodného recipientu, či vzdialenosťou od lesného okraja. Podľa GRANDCHAMPA et al. (2005) môže aj na intenzívne obhospodarovaných trávnatých plochách prežívať druhovo diverzifikované a početné spoločenstvo bystrušiek. Autori dokonca zistili, že medzi počtom kosieb, intenzitou hnojenia a spásania na intenzívne a extenzívne obhospodarovaných horských lúkach a počtom jedincov a druhov bystrušiek existuje pozitívna korelácia. Za najdôležitejší faktor označujú autori intenzitu hnojenia, ktorá ovplyvňuje druhovú bohatosť rovnako, ako aj druhové zloženie spoločenstva bystrušiek.

Okrajový, až nulový efekt agrotechnických zásahov sa prejavuje v rámci neobrábaných častí agroekosystémov. Remízky, živé ploty, vetrolamy, trávnaté pásy a okraje polí, či nelesná krovinná a stromová vegetácia tak v poľnohospodárskej krajine umožňujú prežívanie druhov, ktoré nie sú na vysokú mieru narušenia adaptované. V porovnaní s ornou pôdou a obrábanymi trávnymi porastmi predstavujú neproduktívne časti ako z časového, tak aj z priestorového hľadiska najstabilnejší prvok poľnohospodárskeho ekosystému. Následkom absencie kosenia, či zberu úrody sa vegetačný kryt v rámci krovín na rozdiel od trávnych porastov a polí počas roka

výrazne nemení. Krovínové a trávnaté okraje tak v porovnaní s produkčnými časťami podporujú početnosť a diverzitu populácii bystruškovitých počas väčšej časti vegetačnej sezóny a ich príspevok k obohateniu fauny bystrušiek poľnohospodárskej krajiny je v porovnaní s ornou pôdou a trávnyimi porastmi väčší (VARCHOLA & DUNN, 2001). Krovínové porasty preferujú veľké a silvikolné druhy bystrušiek, zatiaľ čo na otvorených stanovištiach, ako napr. orná pôda dominujú malé, ubikvistické druhy (MILLAN DE LA PEÑA et al., 2003). Bystrušky sú pritom schopné aktívne migrovať medzi ornou pôdou a neprodukčnými časťami agroekosystémov (VARCHOLA & DUNN, 2001). Rýchlo sa pohybujúce druhy typické pre ornú pôdu však nie sú na hustý opad a bylinný porast v rámci krovínových porastov adaptované, čo im môže brániť v prenikaní do uvedených habitatov. Hustota opadu a bylinného porastu v rámci nich podmieňuje nižší počet druhov a jedincov bystrušiek zo skupiny generalistov, čo len potvrdzuje úlohu krovínových porastov pri prežívaní habitatových špecialistov v poľnohospodárskej krajine (LÖVEL, 2008). Aj keď zastúpenie dominantných druhov bystrušiek môže byť v oboch habitatoch rovnaké, pomer dominancie sa so zvyšujúcou vzdialenosťou od krovínového porastu smerom k ornej pôde mení v prospech jedného druhu. Spoločenstvo poloprirodných habitatov je v porovnaní s ornou pôdou vyrovnanejšie a vyznačuje sa vyššou diverzitou (FOURNIER et al., 1998). Rovnako denzita zástupcov a početnosť ostatných taxónov epigeickej makrofauny je v rámci poloprirodných habitatov niekoľkonásobne vyššia. So zvyšujúcou sa vzdialenosťou, smerom k ornej pôde sa hodnoty znižujú (OLECHOWICZ, 2007). Keďže pozitívny efekt neprodukčných častí agroekosystémov na biodiverzitu bol jednoznačne potvrdený, ich účelové a cielečné vytváranie sa stalo bežnou súčasťou tzv. ekológie poľných okrajov a agroenvironmentálnych schém zameraných na zvýšenie a ochranu biodiverzity poľnohospodárskej krajiny. Neobrábané časti môžu ako trvalá súčasť matrice poľnohospodárskej krajiny napomôcť k udržaniu jej biodiverzity napriek zvyšujúcemu sa tlaku zo strany človeka (PIFFNER & LUKKA, 2000; LAZZERINI et al., 2007; LÖVEL, 2008). Dôležitým faktorom pri zachovaní a plnení ich funkcie je uplatňovanie bezzásahového režimu. Neobrábané trávnaté pásy, okrajové lemy, či živé ploty vykazujú vysokú mieru diverzity bystrušiek, naopak, ich obrábaním sa druhová bohatosť *Carabidae* znižuje (LAZZERINI et al., 2007). Agrotechnické zásahy uplatňované v rámci biotopov krovínovej vegetácie negatívne ovplyvňujú zimujúce populácie dravých článkonožcov, vrátane bystrušiek (MAUDSLEY et al., 2002). Rovnako dôležité je zachovanie určitej minimálnej rozlohy takýchto habitatov. Habitaty s väčšou rozlohou generujú stabilnejšie a priaznivejšie vlhkostné a teplotné podmienky, variabilnejšie a dostupnejšie mikrohabitaty a zdroje potravy, rovnako môžu ľahšie spájať fragmentované časti, čím umožňujú rozptyl a prežívanie metapopulácií. Zachovanie minimálnej rozlohy a kontinuity tohto typu habitatu v poľnohospodárskej krajine je pre prežívanie špecialistov z radov hmyzu kľúčové (LÖVEL 2008).

EXTENZÍVNE VYUŽÍVANÉ A NEPRAVIDELNE ZAŤAŽOVANÉ BIOTOPY – SKLÁDKY ODPADOV, OPUSTENISKÁ S PORASTMI INVÁZNYCH NEOFYTOV

Riadené aj nelegálne skládky odpadov predstavujú nepôvodné, umelé, človekom vytvorené habitaty. Aj keď má zneškodňovanie odpadov skládkovaním a vytváranie neriadených skládok vo všeobecnosti na životné prostredie a jeho kvalitu vysoko negatívny vplyv, podľa EVERSHEMA et al. (1996) predstavujú takéto človekom vytvorené habitaty možné analógy prírodných habitatov bystrušiek. Skládky reprezentujú jeden z umelých biotopov, ktorých početnosť a rozloha sa následkom intenzívnejšej antropogénnej činnosti zväčšuje. Na druhej strane však podľa autorov takýto typ habitatov podporuje bohatstvo fauny bystruškovitých, pričom napr. vo V. Británii ide až o 35 % vzácnych a ohrozených druhov. Prežitie, či dokonca rozšírenie geografického areálu niektorých úzko špecializovaných živočíšnych skupín aj v súčasnom období zdôvodňujú uvedení autori práve kolonizáciou takýchto umelých habitatov spoločenstvami pôvodne osídľujúcimi výlučne prírodné habitaty. Skládky odpadov predstavujú z hľadiska podmienok prostredia a priestorovej štruktúry vysoko diverzifikované stanovište. Prítomný odpadový materiál organického pôvodu sa stáva potenciálnym zdrojom potravy pre široké spektrum živočíšnych druhov, inertný materiál vytvára úkryty a ovplyvňuje mikroklimatické podmienky habitatu. Najvýznamnejším faktorom prostredia, ktorý ovplyvňuje abundanciu a druhovú bohatosť spoločenstva bystruškovitých je pritom práve heterogenita environmentálnych faktorov, ako napríklad teploty a vlhkosti pôdy, vegetačnej pokrývky, či množstva organického opadu (MAGURA et al., 2004). Z uvedených dôvodov môžu byť skládky odpadov pre široké spektrum pôdných živočíchov atraktívnym prostredím. Pri aktívnych, či už riadených, alebo neriadených, nelegálnych skládkach sa prostredie následkom hromadenia a premiestňovania odpadového materiálu v odlišných časových intervaloch a s odlišnou intenzitou mení. Po rekultivácii riadených, resp. odstránení nelegálnych skládok sa prostredie mení procesom sukcesie. Napr. pôdna vlhkosť sa v súvislosti so zmenami vegetačnej pokrývky v neskorších sukcesných štádiách zvyšuje, čo mení pomer medzi suchomilnými, gramnivornými druhmi otvorených stanovišť v prospech vlhkomilných generalistov (SMALL et al., 2003). Rovnaký význam takýchto stanovišť možno predpokladať aj pre ostatné skupiny bezstavovcov. Lokality takéhoto typu by zo zoologického a ekologického hľadiska nemali byť pokladané za bezcenné, keďže môžu predstavovať stabilné stanovištia v inak intenzívne sa meniacom urbanizovanom prostredí a poľnohospodárskej krajine. Ako významné refúgium mravcov a lesnej a stepnej fauny v urbánnom prostredí hodnotí historickú skládku komunálneho odpadu v Banskej Štiavnici WIEZIK (2006). Autor pre ďalšie plnenie funkcie tejto skládky ako refúgia odporúča ponechať daný ekosystém spontánnej sekundárnej sukcesii a autoregulácii. Naopak negatívne, a to ako zdroj inváznej a introdukovanej flóry a malakofauny hodnotí ŠTEFFEK (2006) starú mestskú skládku odpadu. Zároveň však konštatuje, že sa na takýchto miestach môžu udomáčniť aj niektoré zriedkavé druhy, čím sa skládky stávajú ich refúgiami a preto je dôležité, aby ich odstraňovanie prebiehalo pod dohľadom príslušných orgánov ochrany príro-

dy. Prieskumu modelovej skupiny *Carabidae* v rámci skládok odpadov je venovaná práca MORAVCA & VONIČKY (2000). Prieskum uskutočnili v areály skládky toxických odpadov v Chabařoviciach (severozápadné Čechy). Použitou metódou zemných pascí bol zistený výskyt 100 druhov bystruškovitých, pričom nález 11-tich druhov bol z faunistického, bionomického a bioindikačného hľadiska hodnotený ako významný. Autori na základe získaných poznatkov hodnotia skládku vo vzťahu k stavu okolitej krajiny (priemyselná krajina znehodnotená ťažbou uhlia) ako prírodne cenné územie, ktorého stabilné biotopy poskytujú podmienky pre vytvorenie charakteristických spoločenstiev bystrušiek. Na základe uvedených zistení odporúčajú pri asanácii skládky zachovať tieto biotopy, resp. ponechať ich prirodzenému procesu sukcesie. Vplyv invázie rastlinných neofytov na jednotlivé trofické úrovne, druhové bohatstvo alebo biomasu bezstavovcov je zatiaľ len málo známy. Niekoľko štúdií poukazuje na to, že spoločenstvo herbivorov v porastoch invázných neofytov je v porovnaní s prirodzenými porastmi vo všeobecnosti menšie, početnosť detritofágov sa naopak zvyšuje. Dôsledným štúdiom spoločenstiev na jednotlivých trofických úrovniach možno zistiť ako, a za akých podmienok invázne rastliny menia jednotlivé procesy a štruktúru ekosystému (ERNST & CAPPUCINO, 2005; GERBER et al., 2008). Suchozemské bezstavovce sú často naviazané na určitý typ vegetácie a jeho zmena môže viesť k poklesu ich populácií. Inváziou sú teda viac ohrozené skupiny hmyzu, ktoré sú na kompozíciu rastlinného spoločenstva viazané úzko, ako skupiny viazané na vegetáciu voľne, alebo len nepriamo. Reakcia hmyzu, ako napr. motýľov, pestríc a bystrušiek na inváziu zlatobyľe kanadskej (*Solidago canadensis*) závisí podľa DE GROOTA et al. (2007) od jej vplyvu na dostupnosť základných zdrojov potravy, ako aj hostiteľských rastlín potrebných pre vývin lariev. Diverzita a početnosť motýľov sa v invadovaných porastoch znižuje. Početnosť, diverzita a druhová bohatosť pestríc je negatívne ovplyvnená pred obdobím kvitnutia zlatobyľe, po jej zakvitnutí v auguste má invázia na spoločenstvo pozitívny vplyv. U bystrušiek sa následkom invázie zlatobyľe mení výlučne abundancia jednotlivých druhov. Monotypický porast ďalšieho invázneho druhu, krídlatky (*Reynoutria* sp.) podmieňuje nielen nižšiu abundanciu, ale aj druhovú bohatosť chrobákov. Negatívny vplyv na diverzitu sa podľa TOPPA et al. (2008) silnejšie prejavuje v rámci pozmenených, ruderálnych porastov. Podľa autorov ovplyvňuje invázia mikroklimatické podmienky stanovišťa, následkom čoho dochádza v poraste krídlatky k zvýšeniu počtu vlhkomilnejších silvikolov a zníženiu počtu xerofilných druhov bystrušiek. Čo sa týka reakcie spoločenstva chrobákov na jeho trofickej úrovni, invázia podmieňuje redukciiu početnosti predátorov a herbivorov, avšak zvyšuje početnosť detritofágov. Podľa predpokladov profitujú detritofágovia zo stálej prítomnosti veľkého množstva rastlinného opadu. Základné modelové skupiny herbivorných generalistov z tried *Gastropoda*, *Diplopoda* a radov *Isopoda* a *Opiliona* reagujú na inváziu krídlatky odlišne. Diverzita, druhová bohatosť a početnosť slimákov sa podľa KAPPESA et al. (2007) následkom invázie výrazne znižuje. Slimáky sú pritom vo všeobecnosti na inváziu vnímavejšie, ako slizniaky. Abundancia radu *Isopoda* klesá, zatiaľ čo početnosť zástupcov triedy *Diplopoda* nie je inváziou ovplyvnená. Celkovo je však relatívna početnosť detritofágov v poraste krídlatky výrazne vyššia. Abundancia, druhová bohatosť a diverzita zoofágnych koscov sa v poraste krídlatky zvyšuje, dôvodom je menšia zapojenosť a zjednodušená štruktú-

ra porastu (KAPPES et al., 2007; TOPP et al., 2008). Zmeny v ekosystéme spojené s inváziou vo všeobecnosti spôsobujú ochudobnenie fauny článkonožcov, pozmeňujú trofickú sieť z primárne produkčnej na rozkladnú a sú charakterizované výrazným obohatením spoločenstva predátorov, ktoré profitujú zo zjednodušenej štruktúry vegetačnej pokrývky (KAPPES et al., 2007; TOPP et al., 2008).

ZÁVER

Predkladaná práca prináša prehľad o aktivite, biodiverzite a štruktúre spoločenstva epigeickej makrofauny s dôrazom na bioindikačnú čeľaď *Carabidae* na antropicky odlišne využívaných a zaťažovaných biotopoch kultúrnej krajiny, ktorá predstavuje pestrú mozaiku prírodných, poloprírodných a antropogénnych biotopov. Človek tieto biotopy v rôznej miere využíva, zaťažuje a svojou činnosťou tak mení kvalitu jednotlivých zložiek prostredia vrátane pôdy. Narušanie pôdneho prostredia spôsobuje zmeny v štruktúre spoločenstva epigeickej makrofauny, ktorá je s pôdou bezprostredne spätá. Na zmeny v kompozícii spoločenstva úzko nadväzujú zmeny v procesoch, ktoré pôdna fauna zabezpečuje. Znižuje sa intenzita dekompozičných a humifikačných procesov a procesov akumulácie, mineralizácie a stabilizácie organickej hmoty vrátane sekvestrácie uhlíka. Jednými z najintenzívnejšie využívaných a človekom zaťažovaných sú biotopy obrábaných polí. Agrotechnické zásahy ochudobňujú spoločenstvo epigeickej makrofauny o detritofágne skupiny s nízkym stupňom vagility, ktorých zastúpenie, diverzita a početnosť sa v prostredí ornej pôdy znižuje. V spoločenstve dominujú karnivorné, vysoko pohyblivé skupiny. Na úrovni spoločenstva bystrušiek sa znižuje počet a početnosť veľkých stenotopných habitatových špecialistov, naopak, počet a početnosť malých, málo špecializovaných druhov z radov generalistov stúpa. Štruktúra spoločenstva sa mení v prospech dominancie malého počtu druhov reprezentovaných vysokým počtom jedincov. Spoločenstvo dopĺňa vysoký počet prídavných, náhodne sa vyskytujúcich druhov, ktoré sú reprezentované len veľmi malým počtom individuí. Diverzita, vyrovnanosť a stabilita spoločenstva sa následkom týchto zmien znižuje. Vo vysoko narúšanom prostredí ornej pôdy prežíva len malý počet druhov bez vyhranených nárokov na podmienky prostredia. V spojitosti s veľkosťou plochy, ktorú krajina venovaná produkcii potravín celosvetovo zaberá, možno dopad poľnohospodárskej výroby na biodiverzitu pôdnej fauny hodnotiť ako závažný. Prežívanie špecializovaných skupín v poľnohospodársky intenzívne využívannej krajine závisí na prítomnosti prírodných a poloprírodných habitatov, napr. lúk, pasienkov a kriačín, kde nie je vplyv človeka tak výrazný. Zmenšovanie ich rozlohy a fragmentácia spôsobujú pokles biodiverzity na lokálnej úrovni a znižujú schopnosť týchto habitatov podporovať rekolonizáciu biotopov a kompenzovať vymieranie druhov. K udržiavaniu populácií úzko špecializovaných druhov a skupín môžu v kultúrnej krajine prispieť aj človekom vytvorené, pôvodne využívané, dnes v prevažnej miere opustené biotopy, kde je činnosť človeka dočasne utlmená. Haldy a skládky odpadov, rovnako ako opusteniská predstavujú z hľadiska rôznorodosti prostredia, zdrojov potravy a úkrytov cenný biotop a sú vhodnými ek-

vivalentmi prírodných a poloprírodných stanovišť v urbanizovanom prostredí. Časťým javom v rámci opustených plôch je rastlinná invázia, ktorej dôsledky na pôdne spoločenstvo zatiaľ nie sú dostatočne preskúmané. Doterajšie výskumy poukazujú predovšetkým na zmeny v trofickej štruktúre prítomnej pôdnej fauny.

Vplyv človeka je v súčasnosti tak závažný, že naliehavou úlohou je nájsť podmienky udržateľného fungovania ekosystémov pod výrazným vplyvom ľudskej činnosti. Najdôležitejším vedeckým cieľom súčasnej ekológie je získať podrobné znalosti o podmienkach, fungovaní a zraniteľnosti ekosystémov a o tom, čo je potrebné uskutočniť, aby sa predišlo ich zásadnému poškodeniu. S ohľadom na intenzívnejšie zmeny životného prostredia je potreba zachovania komplexného a tým aj plne funkčného pôdneho spoločenstva viac než nevyhnutná.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za podpory grantu VEGA 1/0601/08 – „Vplyv biotických a abiotických faktorov na udržanie trvalosti ekosystémov.“

LITERATÚRA

- AVGIN, S. S. – LUFF, M. L. 2010. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology*, vol. 5, no. 1, 2010, pp. 209-215.
- BEZDĚK, A. 2001. Význam strěvlíků (Carabidae) jako indikátorů ekologických změn. *Aktuality Šumavského výzkumu, Srní 2.- 4. dubna 2001*, pp. 176-177.
- CLARK, M. S. 1999. Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology*, vol. 11, no. 2-3, 1999, pp. 199-206.
- DE GROOT, M. – KLEIJN, D. – JOGAN, N. 2007. Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of semi-natural vegetation by *Solidago canadensis*. *Biological conservation*, vol. 136, no. 4, 2007, pp. 612-617.
- DIEKÖTTER, T. – WAMSER, S. – WOLTERS, V. – BIRKHOFER, K. 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 137, no. 1-2, 2010, pp. 108-112.
- DÖRING, T. F. – KROMP, B. 2003. Which carabid species benefit from organic agriculture? A review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 98, no. 1-3, 2003, pp. 153-161.
- EDWARDS, C. A. 2002. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. *European Journal of Soil Biology*, vol. 38, no. 3-4, 2002, pp. 225-231.
- ELEK, Z. – LÖVEL, G. L. 2007. Patterns in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Acta Oecologica*, vol. 32, no. 1, 2007, pp. 104-111.

- ERNST, C. M. – CAPPUCCINO, N. 2005. The effect of an invasive alien vine *Vincetoxicum rossicum* (Asclepiadaceae) on arthropod populations in Ontario old fields. *Biological Invasions*, vol. 7, no. 3, 2005, pp. 417-425.
- EVERSHAM, B. C. – ROY, D.B. – TELFER, M. G. 1996. Urban, industrial and other man-made sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici*, vol. 33, no. 1, 1996, pp. 149-156.
- FAZEKAŠOVÁ, D. – PORÁČOVÁ, J. 1999. Trvalo udržateľné poľnohospodárstvo. Fakulta humanitných a prírodných vied PU v Prešove, 1999, 142 s., ISBN 80-88722-80-2.
- FOURNIER, E. – LOREAU, M. – HAVET, P. 1998. Effects of new agricultural management practises on the structure and diversity of ground-beetle communities (Coleoptera, Carabidae). *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife*, vol. 15 (Special Issue, Part 1), 1998, pp. 43-53.
- FRANC, V. 2005. Systém a fylogenéza živočíchov – bezchordáty. Katedra biológie Fakulty prírodných vied UMB, Banská Bystrica, 149 s.
- FROUZ, J. – ELHOTTOVÁ, D. – PIŽL, V. – TAJOVSKÝ, K. – ŠOURKOVÁ, M. – PICEK, T. – MALÝ, S. 2007. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology*, vol. 37, 2007, pp. 72-80.
- FROUZ, J. 2011. The role of invertebrate microbial interactions in stabilization of soil organic matter. 11th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 11-14, 2011. Abstract book with programme and List of Participants. Karel Tajovský (ed.), pp. 21, ISBN 978-80-86525-19-8.
- GERBER, E. – KREBS, CH. – MURRELL, C. – MORETTI, M. – ROCKLIN, R. – SCHAFFNER, U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, vol. 141, no. 3, 2008, pp. 646-654.
- GRANDCHAMP, A. C. – BERGAMINI, A. – STOFER, S. – NIEMELÄ, J. – DUELLI, P. – SCHEIDEGGER, CH. 2005. The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 110, no. 3-4, 2005, pp. 307-317.
- HOLLAND, J. M. – LUFF, M. L. 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*, vol. 5, no. 2, 2000, pp. 109-129.
- HOLLAND, J. M. – REYNOLDS, CH. J. M. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia*, vol. 47, 2003, pp. 181-191.
- HUMBERT, J. Y. – GHAZOU, J. – WALTER, T. 2009. Meadow harvesting and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 130, no. 1-2, 2009, pp. 1-8.
- HŮRKA, K. 1996. Carabidae České a Slovenské republiky, Ilustrovaný klíč. Nakladatelství KABOUREK, s.r.o., Zlín, 390 p., ISBN 80-901466-2-7.
- HŮRKA, K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Nakladatelství KABOUREK, s.r.o., Zlín, 565 p., ISBN 80-86447-11-1.
- ISHITANI, M. – KOTZE, D. J. – NIEMELA, J. 2003. Changes in carabid beetles assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*, vol. 26, 2003, pp. 481-489.

- IVASK, M. – KUU, A. – MERISTE, M. – TRUU, J. – TRUU, M. – VAATER, V. 2008. Invertebrate communities (Annelida and epigeic fauna) in three types of Estonian cultivated soils. *European Journal of Soil Biology*, vol. 44, no. 5-6, 2008, pp. 532-540.
- JAVOREKOVÁ, S. a kol. 2008. *Biológia pôdy v agroekosystémoch*. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra, 2008, 349 s., ISBN 978-80-552-0007-1.
- KAPPES, H. – LAY, R. – TOPP, W. 2007. Changes in Different Trophic Levels of Litter-dwelling Macrofauna Associated with Giant Knotweed Invasion. *Ecosystems*, vol. 10, 2007, pp. 734-744.
- KOIVULA, M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *Zoo Keys*, vol. 100, 2011, pp. 287-317.
- KOIVULA, M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *Zoo Keys*, vol. 100, 2011, pp. 287-317.
- KOVÁČ, Ľ. 2003. *Ekológia pôdnych živočíchov (učebný text)*. Katedra zoológie ÚBEV PF UPJŠ Košice.
- LAZZERINI, G. – CAMERA, A. – BENEDETTELLI, S. – VAZZANA, C. 2007. The role of field margins in agro-biodiversity management at the farm level. *Italian Journal of Agronomy*, vol. 2, 2007, pp. 127-134.
- LÖVEI, G. 2008. Ecology and conservation biology of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in an age of increasing human dominance. 145 p.
- MAGURA, T. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – LÖVEI, G. L. 2006. Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic and Applied Ecology*, vol. 7, 2006, pp. 472-482.
- MAGURA, T. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – MOLNÁR, T. 2004. Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology*, vol. 19, 2004, pp. 747-759.
- MAGURA, T. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – MOLNÁR, T. 2008. A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. *Landscape and Urban Planning*, vol. 85, 2008, pp. 134-140.
- MARASAS, M. E. – SARANDÓN, S. J. – CICCHINO, A. C. 2001. Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology*, vol. 18, no. 1, 2001, pp. 61-68.
- MAUDSLEY, M. – SEELEY, B. – LEWIS, O. 2002. Spatial distribution of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 89, no. 1, 2002, pp. 77-89.
- MELNYCHUK, N. A. – OLFERT, O. – YOUNGS, B. – GILLOTT, C. 2003. Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 95, no. 1, 2003, pp. 69-72.
- MILLAN DE LA PEÑA, N. – BUTET, A. – DELETTRE, Y. – MORANT, P. – BUREL, F. 2003. Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 94, 2003, pp. 59-72.
- MORAVEC, P. – VONIČKA, P. 2000. Výsledky průzkumu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) v areálu skládky toxických odpadů v Chabařovicích, severozápadní Čechy. *Sborník okresního muzea v Mostě, řada přírodovědecká*, 22, 2000, pp. 41-50.

- NOORDHUIS, R. – THOMAS, S. R. – GOULSON, D. 2001. Overwintering populations of beetle larvae (Coleoptera) in cereal fields and their contribution to adult populations in the spring. *Pedobiologia*, vol. 45, 2001, pp. 84-95.
- OLECHOWICZ, E. 2007. Soil and litter macrofauna in shelterbelts and in adjacent croplands: changes in community structure after tree planting. *Polish Journal of Ecology*, vol. 55, no. 4, 2007, pp. 647-664.
- OLIVER, I. – GARDEN, D. – GREENSLADE, P. J. – HALLER, B. – RODGERS, D. – SEEMAN, O. – JOHNSTON, B. 2005. Effects of fertiliser and grazing on the arthropod communities of a native grassland in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 109, 2005, pp. 323-334.
- PETŘVÁLSKÝ, V. – PETERKOVÁ, V. – PORHAJAŠOVÁ, J. 2004. Comparison of occurrence of Carabidae in different types of soil utilization of wheat. *Acta fytotechnica et zootechnica*, Vol. 7, 2004, Special Number, Proceedings of the XVI. Slovak and Czech Plant Protection Conference organised at Slovak Agricultural University in Nitra, Slovakia.
- PIFFNER, L. – LUKKA, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 78, no. 3, 2000, pp. 215-222.
- PORHAJAŠOVÁ, J. – PETŘVÁLSKÝ, V. – MACÁK, M. – URMINSKÁ, J. – ONDŘIŠÍK, P. 2008. Zastúpenie druhov čeľade Carabidae (Coleoptera) v závislosti od vstupov organickej hmoty. *Journal of Central European Agriculture*, vol. 9, no. 3, 2008, s. 57 – 66.
- PORHAJAŠOVÁ, J. – PETŘVÁLSKÝ, V. – MACÁK, M. – URMINSKÁ, J. – ONDŘIŠÍK, P. 2008. Zastúpenie druhov čeľade Carabidae (Coleoptera) v závislosti od vstupov organickej hmoty. *Journal of Central European Agriculture*, vol. 9, no. 3, 2008, s. 57 – 66.
- PORHAJAŠOVÁ, J. – PETŘVÁLSKÝ, V. – PETERKOVÁ, V. – URMINSKÁ, J. 2004. Vplyv agromických praktík na výskyt populácie bystruškovitých (Carabidae, Coleoptera). *Acta fytotechnica et zootechnica*, vol. 7, no. 1, 2004, s. 24 – 27.
- PURVIS, G. – FADL, A. 2002. The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia*, vol. 46, 2002, pp. 452-474.
- RAINIO, J. – NIEMELÄ, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as Bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, vol. 12, 2003, pp. 487-506.
- RAINIO, J. – NIEMELÄ, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as Bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, vol. 12, 2003, pp. 487-506.
- RAJCHARD, J. – BALOUNOVÁ, Z. – KVĚT, J. – ŠANTRŮČKOVÁ, H. – VYSLOUŽIL, D. 2002. *Ekologie III*. KOPP, České Budějovice, 2002, 197 p., ISBN 80-7232-191-9.
- RAWORTH, D. A. – ROBERTSON, M. C, BITTMAN, S. 2004. Effects of dairy slurry application on carabid beetles in tall fescue, British Columbia, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 103, 2004, pp. 527-534 .
- SEYMORE, N. 2005. *Impacts of pesticides and fertilisers on soil*. Soil Biology – Soil Health Conference, Condamine Catchment Management Association Inc, 4th - 5th May 2005, RSL, Dalby.
- SMALL, E. C. – SADLER, J. P. – TELFER, M. G. 2003. Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. In: *Journal of Insect Conservation*, vol. 6, 2003, pp. 233-246.

- SMALL, E. C. – SADLER, J. P. – TELFER, M. G. 2003. Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. *Journal of Insect Conservation*, vol. 6, 2003, pp. 233-246.
- SMITH, J. – POTTS, S. G. – WOODCOCK, B. A. – EGGLETON, P. 2009. The impact of two arable field management schemes on litter decomposition. *Applied soil ecology*, vol. 41, 2009, pp. 90-97.
- STAŠIOV, S. – HAZUCHOVÁ, L. – BEŇO, J. – KOČÍK, K. – VICIAN, V. 2007. Vplyv formy obhospodarovania agroekosystémov na štruktúru spoločenstiev mnohonôžok (Diplopoda). Zborník vedeckých prác spracovaných v nadväznosti na grant VEGA č.1/2379/05 „Vplyv foriem obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny na základné zložky agroekosystémov vo vzťahu k optimalizácii využívania krajiny“, Dušan Daniš (ed.), s. 56, ISBN 978-80-89183-35-7.
- ŠARAPATKA, B. – LAŠKA, V. – MIKULA, J. – ČÁP, L. – PETR, J. 2008. Selected biological and biochemical characteristics of soil in long-term organic farming experiment. *Scientia Agriculturae Bohemica*, vol. 39, no. 2, 2008, pp. 212-217.
- ŠPALDOŇOVÁ, A. – FROUZ, J. 2011. The effect of soil macrofauna on organic matter accumulation and stabilization in soil. 11th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 11-14, 2011. Abstract book with programme and List of Participants. Karel Tajovský (ed.), pp. 46, ISBN 978-80-86525-19-8.
- ŠTEFFEK, J. 2006. Staré mestské skládky ako zdroj invázných a introdukovaných organizmov. Zborník z konferencie Odpady biodegradabilní-energetické a materiálová využití, Brno, 2006.
- ŠUSTEK, Z. 1981. Některé souvislostigeografického rozšíření strévlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) a jejich schopnost pronikat do ekosystému urbanizované krajiny. *Zprávy Geografického ústavu ČSAV*, vol. 18, no. 1, 1981, pp. 30-40.
- TAYLOR, R. L. – MAXWELL, B. D. – BOIK, R. J. 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 116, 2006, pp. 157-164.
- TOPP, W. – KAPPES, H. – ROGERS, F. 2008. Response of ground - dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria* spp.) invasion. *Biological Invasions*, vol. 10, 2008, pp. 381-390.
- TUF, I. H. – GABRIŠ, R. – PETRUSEK, M. – VESELÝ, M. 2011. Distribution patterns of soil fauna on mountain pastures – how to improve biodiversity? 11th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 11-14, 2011. Abstract book with programme and List of Participants. Karel Tajovský (ed.), pp. 51, ISBN 978-80-86525-19-8.
- UHORSKAIOVÁ, L. – STAŠIOV, S. 2007. Predbežné výsledky výskumu koscov (Opiliones) v rôzne obhospodarovaných agroekosystémoch okolia Očovej. Zborník vedeckých prác spracovaných v nadväznosti na grant VEGA č.1/2379/05 „Vplyv foriem obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny na základné zložky agroekosystémov vo vzťahu k optimalizácii využívania krajiny“, Dušan Daniš (ed.), s. 85, ISBN 978-80-89183-35-7.
- VARCHOLA, J. M. – DUNN, J. P. 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 83, 2001, pp. 153-163.

- VICIAN, V. – STAŠIOV, S. – KOČÍK, K. – HAZUCHOVÁ, L. 2007. Štruktúra chrobákov (Coleoptera, Carabidae) na rôzne obhospodarovaných poľnohospodárskych plochách. Zborník vedeckých prác spracovaných v nadväznosti na grant VEGA č.1/2379/05 „Vplyv foriem obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny na základné zložky agroekosystémov vo vzťahu k optimalizácii využívania krajiny“, Dušan Daniš (ed.), s. 67, ISBN 978-80-89183-35-7.
- WELLER, B. – GANZHORN, J. U. 2004. Carabid beetle community composition, body size and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology*, vol. 5, 2004, pp. 193-201.
- WIEZIK, M. 2006. Historická skládka komunálneho odpadu v Banskej Štiavnici ako refúgium mravcov v urbánnom prostredí. Zborník z konferencie *Odpady biodegradabilní-energetické a materiálová využití*, Brno, 2006.

ŠTUDIJNÝ POBYT NA KATEDRE BOTANIKY A FYZIOLOGIE RASTLÍN ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ UNIVERZITY V PRAHE

Začiatkom júna 2012 som absolvovala krátky študijný pobyt na Katedre botaniky a fyziológie rastlín Fakulty agrobiológie potravinových a prírodných zdrojov Českej zemědělskej univerzity v Prahe. Fakulta agrobiológie potravinových a přírodných zdrojov je modernou vzdelávacou inštitúciou so širšie koncipovaným študijným i vedecko výskumným zameraním. Študentom poskytuje možnosti štúdia v bakalárskej, magisterskej a doktorandskej forme v početných študijných odboroch na osemnástich katedrách. V areáli fakulty študenti nachádzajú kvalitné študijne zázemie vo forme moderných prednáškových sál, laboratórií, seminárnych miestnosti, skleníkov, pokusných a demonštračných políček, študovní a knižníc. Vedúcim Katedry botaniky a fyziológie rastlín je doc. Ing. Václav Hejnák, PhD. Katedra zaisťuje výučbu 11 predmetov denného a 6 predmetov kombinovaného štúdia v bakalárskych a doktorských študijných programoch na fakultách agrobiológie, potravinových a prírodných zdrojov, prevádzkovo-ekonomickej a na Inštitúte tropického a subtropického poľnohospodárstva. Vedecko výskumná činnosť je na pracovisku katedry zameraná na produkčnú a stresovú fyziológiu rastlín, floristické, fytoecnologické a taxonomické štúdiá. Katedra je zapojená do grantových projektov a do riešenia výskumného zámeru fakulty. Pri riešení výskumných úloh spolupracuje katedra s katedrou rastlinnej výroby Agronomickej fakulty a tiež s Inštitútom tropického a subtropického poľnohospodárstva v Prahe. Významná je spolupráca s ďalšími pracoviskami v Českej republike a so zahraničím, napr. Ústavom experimentálnej botaniky, Výskumným ústavom rastlinnej výroby v Prahe a Chmeliarskym inštitútom v Žatci.

Cieľom môjho krátkeho študijného pobytu na Katedre botaniky a fyziológie rastlín bolo získanie nových skúseností a rozšírenie poznatkov v oblasti fytoecnologického výskumu, ktorý je súčasťou môjho doktorandského štúdia. Zúčastnila som sa terénnej exkurzie, ktorej súčasťou bolo mapovanie vegetácie a fytoecnologické zaznamenávanie priamo v teréne. Program exkurzie obsahoval odbornú floristicko-vegetačnú exkurziu xerothermných a lesných biotopov v rámci Českej republiky (Vlašsko, Benešovsko, Posázaví, Pálava), prácu s herbárovými položkami, zoznámenie sa s determináciou a využitím digitálnej techniky k danej problematike. Terénna exkurzia sa stala na Katedre botaniky a fyziológie rastlín už niekoľko ročnou tradíciou. Cieľovým miestom býva Chránená krajinná oblasť a biosférická rezervácia UNESCO Pálava. CHKO Pálava sa rozkladá pri dolnom toku riek Jihlava, Srvátka a Dyje. Krajina je v tejto oblasti bohatá na flóru a faunu, je to kraj viníc, sadov, lúk a lužných lesov. Dominantou kraja sú Pálavske vrchy so svojimi typickými vápencovými útesmi. Centrom je mesto Mikulov, ktoré už v 13. storočí bolo významnou zastávkou na tzv. jantárovej ceste. Významnou dominantou Mikulova je prírodná rezervácia Sva-

tý kopeček na vápencovom vrchu, ktorý sme navštívili. K bohatej druhovej diverzite flóry prírodnej rezervácie patria, napr. *Poa badensis*, *Festuca pallens*, *Jovibarba sobolifera*, *Iris pumila*, *Stipa capillata*. V tejto lokalite je najbohatší výskyt zaráz v celej Českej republike. Vyskytuje sa ich tu najmenej päť druhov, napr. *Orobancha alba*, *Orobancha loricata*, *Orobancha loricata*. Ďalšou zaujímavosťou terénnej exkurzie na južnej Morave bola návšteva zámockého parku v Lednici. Francúzska záhrada v Lednici spolu so svojim rozsiahlym anglickým parkom patrí k najvýznamnejším pamiatkam nielen v Českej republike, ale aj v Európe. Lednicko-valický areál bol v roku 1996 zapísaný medzi svetové a kultúrne pamiatky UNESCO. Lednický francúzsky park je významný najmä z dendrologického hľadiska. Prvé cudzokrajné dreviny tu boli zasadené už na konci 18. storočia. Zbierka rôznych rastlín a drevín je prirodzene prepojená s okolitou prírodou. Park bol často zaplavovaný riekou Dyje a tak bol v parku vybudovaný rybník so sústavou ostrovov. Súčasťou Lednicko-valického areálu je aj zámocký skleník postavený v polovici 19. storočia. Skleník je takmer 100 m dlhý, 13 m široký a 10 m vysoký, sú v ňom umiestnené tropické a subtropické rastliny prevažne z Južnej Ameriky. Ďalšou zaujímavosťou našej odbornej terénnej exkurzie bola Národná prírodná rezervácia Pouzdřanská step-Kolby, ktorá je súčasťou obce Pouzdřany. Dôvodom významnosti a ochrany stepi je miestna stepná flóra a fauna s komplexom teplomilných dúbav a dubohrabín panónskeho typu. Vyskytujú sa tu mnohé bežné, ale aj ojedinelé teplomilné druhy ako, napr. *Iris pumila*, *Pulsatilla grandis*, *Rosa spinosissima*, *Crambe tataria*, *Clematis recta*, *Melittis melissophyllum*, *Artemisia pancicii*.

Vedúcim terénnej exkurzie bol doc. RNDr. Václav Zelený, CSc. a spolu s Mgr. Milanom Skalickým a Ing. Štěpánom Kubíkom, PhD., ktorí mne aj ostatným študentom veľmi ochotne odovzdali veľké množstvo odborných znalostí nielen z oblasti botaniky, ale aj pedológie, zoológie, geografie, histórie čím nám podali komplexný obraz o krajine stredných Čiech a južnej Moravy. Študijný pobyt bol pre mňa zaujímavou skúsenosťou, zoznámila som sa s novými ľuďmi, ale hlavne bol prínosom po odbornej stránke čo je veľmi cenné pri ďalšom štúdiu.

Zuzana Boguská

POKYNY PRE AUTOROV

Folia Oecologica akceptuje:

1. originálne vedecké a teoretické práce (5-20 strán vrátane zoznamu použitej literatúry, obrázkov a tabuliek)
2. stručné prehľadové práce (5-10 strán)
3. recenzie kníh (max. 2 strany)
4. krátke správy o vedeckom dianí a “short communications” (max. 5 strán)

Rukopisy predkladané na publikovanie v časopise *Folia Oecologica* nesmú byť publikované alebo predložené na publikovanie inému časopisu.

Predkladanie rukopisov:

1. elektronicky e-mailom a jednu vytlačenú kópiu poštou,
2. poštou na CD alebo DVD nosiči spolu s jednou vytlačenou kópiou.

Rukopisy majú byť písane zrozumiteľne, stylisticky a gramaticky správne v slovenskom, českom alebo anglickom jazyku. Všetky časti rukopisu majú byť písané fontom Times New Roman, veľkosť 12, okraje 2 cm, text zarovnaný vľavo, jednoduché riadkovanie, bez tabulátorov a odrážok. Rukopisy predkladajte vo formátoch .doc alebo .odt. Všetky obrázky a tabuľky majú byť vložené do textu a zároveň musia byť dodané v osobitných súboroch, alebo na osobitných hárkoch (obrázky vo formáte .jpg, .jpeg, .jpe, .tiff, .tif, alebo .gif, tabuľky vo formáte .xls, alebo .ods).

Veličiny a skratky: autori musia používať výlučne jednotky SI, s výnimkou starších jednotiek ak je to nevyhnutné v historických súvislostiach. Jednotky nepíšte kurzívou. Všetky akronymy agentúr, orgánov a inštitúcií musia byť prvýkrát v texte uvedené aj ako plné názvy. Skratky okrem SI jednotiek sú neprípustné.

Príklady: 0,12 m; 0,04 m³.s⁻¹, International Assotiation for Danube Research (IAD).

Názvy taxónov: rodové a druhové mená musia byť kompletne uvedené jedenkrát v každej práci a musia byť písané kurzívou.

Príklady: *Neottia nidus-avis* (L.) Rich., *Ecdyonurus picteti* (Meyer-Dür, 1864), *Verbascum* sp.

Rukopis má byť členený nasledovne:

NÁZOV – SLOVENSKY, ANGLICKY

Má byť krátky, ale dostatočne informatívny, písaný tučne kapitálkami. Autorov vedeckých mien taxónov v názve vynechajte.

AUTOR(I)

Uvádzajte plné krstné meno a priezvisko kapitálkami.

ABSTRACT

Má obsahovať jeden odstavec a maximálne 200 slov v angličtine, písaný má byť kurzívou. V krátkosti v ňom opíšte výsledky a závery, bez opisu metód, diskusie, citácií a skratiek.

Keywords

Uveďte maximálne 6 kľúčových slov tak, aby sa neopakovali v názve, píšete ich kurzívou, anglicky.

Štandardné členenie originálnej vedeckej práce má byť nasledovné:

ÚVOD

Krátko uvádza do problematiky a opisuje ciele výskumu prezentovaného v článku.

MATERIÁL A METÓDY

V tejto kapitole majú byť popísané postupy a podrobnosti pokusov, ktoré umožnia zopakovať výskum. (Táto časť môže obsahovať aj charakteristiku územia.)

VÝSLEDKY

Majú byť stručné, bez komentárov a diskusie.

DISKUSIA

Nemá uvádzať nové poznatky uvedené vo výsledkoch.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Tieto dve časti môžu byť kombinované.)

POĎAKOVANIE

Táto časť má byť čo najstručnejšia, píše ju kurzívou.

LITERATÚRA

Striktne sa pridržiavajte uvedených príkladov.

V texte majú byť odkazy písané kapitálkami. Dva a viac odkazov v zátvorkách musia byť uvádzané chronologicky.

Príklady: Koščo (2008), (Fazekašová a kol., 2007; Koščo a Balázs, 2009), Terek (1998a, 1998b).

V časti Literatúra môžu byť názvy časopisov písané skratkami v súlade s „World list of scientific periodicals“, alebo píše plný názov časopisu. Názvy článkov majú byť v pôvodnom jazyku, ak neboli vytlačené v latinke (napr. v azbuke), majú byť prepísané do latinke podľa pravidiel na stránke: <http://www.unipo.sk/fhvp/index.php?sekcia=katedry-fakulty&id=21> (môže byť uvedený aj anglický preklad názvu v hranatých zátvorkách).

Príklady:

Koščo, J. – Lusk, S. – Pekárik, L. – Košuthová, L. – Košuth, P., 2008. The occurrence and status of species of the genera *Cobitis*, *Sabenejewia*, and *Misgurnus* in Slovakia. *Folia Zool.*, 57(1-2): 26-34.

Baruš, V. – Oliva, O. (eds.), 1995. Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes. Fauna ČR a SR, vol. 28/2. Academia, Praha, 698 pp.

Hensel, K. – Mužík, V., 2001. Červený (ekozozologický) zoznam mihúľ (Petromyzontes) a rýb (Osteichthyes) Slovenska. In: Baláž, D. – Marhold, K. – Urban, P. (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, 20, Suppl.: 143-145.

Berg, L.S., 1949. Ryby presnych vod SSSR i sapredel'nyh stron. Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad: 470-925.

ADRESA AUTORA / ADRESY AUTOROV

Píše plné mená, pracoviská, adresy a e-mailové adresy všetkých autorov článku kurzívou.

Tabuľky a obrázky:

Majú byť informatívne, relevantné a vizuálne atraktívne. Písmo v tabuľkách a na obrázkoch má byť totožné s textom. Odkazy na tabuľky a obrázky v texte musia byť číslované arabskými číslicami v poradí ako sú uvádzané (napr. pozri tabuľku/obrázok 1–4; tab/obr. 5). Každá tabuľka a obrázok musí mať samostatný opisný názov, ktorý vysvetlí ich zmysel vo vzťahu k textu. Každý stĺpec v tabuľke má mať vlastnú hlavičku. Názov v slovenčine (alebo češtine) a angličtine má byť umiestnený nad tabuľkou, resp. pod obrázkom. Vyhnite sa vertikálnemu orámovaniu v tabuľkách. Tie isté údaje sa nemajú opakovať v texte, tabuľkách, či na obrázkoch. Obrázky dodávajte v odtieňoch sivej. Uistite sa, že všetky obrázky (najmä grafy) sú zrozumiteľné a prehľadné. Naskenované obrázky majú mať náležité rozlíšenie (1200 dpi pre perovky, 600 dpi pre obrázky v odtieni sivej.)

Postup pri spracovaní prijatých rukopisov:

Hodnotenie:

Všetky rukopisy, ak nie sú odmietnuté bez recenzie kvôli zrejším nedostatkom v štýle, formáte, alebo vedeckej úrovni, sú posudzované dvoma recenzentami. Autori by mali zvážiť všetky ich odporúčania a korekcie, ako aj pripomienky editora. Po kompletnej pozitívnej revízii a prijatí finálnej verzie rukopisu rozhodne redakčná rada o akceptovaní, či neakceptovaní rukopisu. Author(i) budú následne informovaní o výsledku.

Výtláčky:

Prvý autor dostane elektronickú pdf verziu článku a jednu tlačенú kópiu čísla časopisu, v ktorom je článok uvedený.

Copyright:

Autori súhlasia s prenosom autorských práv (vrátane práva na publikovanie, kopírovanie a rozmnožovanie článku všetkými spôsobmi a médiami) na vydavateľa po akceptovaní rukopisu.

Rukopisy posielajte na adresu redakčnej rady:

Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
17. novembra 1
081 16 Prešov
Slovensko

folia@unipo.sk

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Folia Oecologica accepts:

1. original research and theoretical papers (5-20 pages including the list of literature, figures and tables),
2. concise review articles (5-10 pages),
3. book reviews (max. 2 pages),
4. short reports from scientific events and short communications (max. 5 pages).

Manuscripts submitted to *Folia Oecologica* must not have been published or submitted for publication to any other journal.

Submission of manuscripts:

3. electronically by e-mail **and one printed copy by post**
4. **by post on single CD or DVD and one printed copy**

Manuscripts should be in clear and grammatically correct Slovak, Czech or English. All parts of the manuscript should be written with font Times New Roman, size 12, margins 2 cm, text aligned to left, simple line spacing, no indents or tabs. Manuscript should be submitted in .doc or .odt format. All figures and tables should be embedded in the text and must be on separate sheets or in separate files together (figures in .jpg, .jpeg, .jpe, .tiff, .tif, or .gif format, tables in .xls, or .ods format).

Units and abbreviations: authors must adhere to SI units except where older units are required for historical appropriateness. Units are not italicised. All acronyms for agencies, examinations, etc., should be spelt out the first time they are introduced in text. Any abbreviations (except SI units) are inadmissible. Examples: 0,12 m; 0,04 m³.s⁻¹, International Assotiation for Danube Research (IAD)

Taxonomic names: generic and specific names must be cited completely once in each paper and should be typed in italics.

Examples: *Neottia nidus-avis* (L.) Rich., *Ecdyonurus picteti* (Meyer-Dür, 1864), *Verbascum* sp.

Manuscript should be organized as follows:

TITLE

It should be short, but enough informative, use bold, capital letters. Authors of scientific taxa names should be omitted.

AUTHOR(S)

Give full first name(s) in bold, middle initials and surname(s) in capital letters.

ABSTRACT

It should consist of only one paragraph up to 200 words in English, use italics. Describe briefly main results and conclusions with no description of methods, discussion, references and abbreviations.

KEYWORDS

It should not exceed 6 words, not repeating already those contained in the title. Use italics.

The standard order of sections in original research paper should be:

INTRODUCTION

It briefly describes backgrounds and aims of research presented in the paper.

MATERIAL AND METHODS

It should describe procedural and experimental details enabling other researchers to repeat the work. (This section can contain the study area characteristics.)

RESULTS

These should be concise, without comments and discussion.

DISCUSSION

It should not introduce the new findings from the Results section.

RESULTS AND DISCUSSION

these two sections may be combined.)

ACKNOWLEDGEMENTS

This section should be short, use italics.

LITERATURE

Follow strictly examples.

Within the text should be references written with small capitals. Two or more references in parentheses must be arranged chronologically.

Examples: Koščo (2008), (Fazekašová et al., 2007; Koščo & Balázs, 2009), Terek (1998a, 1998b).

In the section Literature can be written the references with abbreviations in accordance with the "World list of scientific periodicals", or with full name of the journal. Titles of papers should be given in the original language, references printed in characters other than Latin (for example Russian alphabet) should be transcribed in the Latin according to rules on the web site: <http://www.unipo.sk/fhvp/index.php?sekcia=katedryfakulty&id=21> (English translation in square brackets can be added).

Examples:

Koščo, J. – Lusk, S. – Pekárik, L. – Košuthová, L. – Košuth, P., 2008. The occurrence and status of species of the genera *Cobitis*, *Sabenejewia*, and *Misgurnus* in Slovakia. *Folia Zool.*, 57(1-2): 26-34.

Baruš, V. – Oliva, O. (eds.), 1995. *Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes. Fauna ČR a SR*, vol. 28/2. Academia, Praha, 698 pp.

Hensel, K., – Mužík, V., 2001. Červený (ekozozologický) zoznam mihúl' (Petromyzontes) a rýb (Osteichthyes) Slovenska. In: Baláž, D., Marhold, K. – Urban, P. (eds.), *Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody*, 20, Suppl.: 143-145.

Berg, L.S., 1949. *Ryby presnych vod SSSR i sapredel'nyh stron*. Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR, Moskwa-Leningrad: 470-925.

ADRESESS

All the authors of a paper should include their full names, affiliations, postal addresses, and email addresses. One author should be identified as the Corresponding Author.

Tables and figures:

They should be informative, relevant and visually attractive. The style and spelling of lettering in figures must correspond to the main text of the manuscript. Tables and figures must be referred to in the text and numbered with Arabic numerals in the order of their appearance (see table/figure 1; see tables/figures 1–4). Each table and figure should have a stand-alone descriptive caption that explains its purpose without reference to the text; each table column should have an appropriate heading. The caption in both English and Slovak (or Czech) should be above the table and below the figure. Avoid the use of vertical lines in tables. The same data not should be given in text, tables and figures. The figures should be supplied in greyscale. Please be sure that all figures (especially diagrams) are distinguishable and all imported scanned material is scanned at the appropriate resolution: 1200 dpi for line art, 600 dpi for greyscale.

Procedure of received manuscripts:

Evaluation:

All manuscripts, if not refused without review because of apparent insufficiency in style, format or scientific level, are reviewed by 2 reviewers. The author(s) should consider all recommendations and corrections suggested by reviewers and editor. After completed positive revision and receipt of improved final version of manuscript, the editorial board makes decision on the acceptance. Author(s) will be informed about it.

Offprints:

The (first or corresponding) author will be provided with an electronic pdf copy of the published paper and one free copy of the relevant issue.

Copyright:

Authors agree, after the manuscript acceptance, with the transfer of copyright to the publisher, including the right to reproduce the articles in all forms and media.

Manuscripts should be addressed to the Editorial Office:

Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
17. novembra 1
081 16 Prešov
Slovensko

folia@unipo.sk

Názov: Prírodné vedy / FOLIA OECOLOGICA 7

Zostavovatelia: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Mgr. Petra Semancová

Recenzenti: doc. RNDr. Magdaléna Bálintová
doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Ing. Jana Chovancová, PhD.
prof. RNDr. Oľga Kontrišová, CSc.
Ing. Božena Šoltýsová, PhD.
prof. RNDr. Jozef Terek, PhD.

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity
Korektúra: autori
Vydanie: 2012
Rozsah diela: 92 strán
Sadzba: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity
Tlač: Tlačiareň Kušnír, Prešov

ISSN 1338-080X