

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS



PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA

Ročník 7., číslo 1.

Prešov 2015

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS

PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA

Ročník 7., číslo 1.



**VÝSKUMNÁ
AGENTÚRA**

Prešov 2015

Časopis je jedným z výsledkov realizácie projektu: „Inovácia vzdelávacieho a výskumného procesu ekológie ako jednej z nosných disciplín vedomostnej spoločnosti“, ITMS: 26110230119, podporeného z operačného programu Vzdelávanie, spolufinancovaného zo zdrojov EÚ.

Editor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Recenzenti:

RNDr. Lenka DEMKOVÁ, PhD.
RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.
Ing. Jozef FEJÉR, PhD.
RNDr. Andrea FRIDMANOVÁ, PhD.
RNDr. Daniela GRUĽOVÁ, PhD.
Ing. Martin HAUPTVOGL, PhD.
prof. Zholt KORMOSH, CSc.
doc. PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
RNDr. Peter MANKO, PhD.
doc. Ruslan MARIYCHUK, CSc.

Mgr. Miloslav MICHALKO, PhD.
prof. MVDr. František NOVOTNÝ, PhD.
Ing. Miroslav OČADLÍK, PhD.
doc. RNDr. Peter PAĽOVE-BALANG, PhD.
RNDr. Norbert POLČÁK, PhD.
RNDr. Eva SITÁŠOVÁ, PhD.
RNDr. Radoslav SMOLÁK, PhD.
RNDr. Ján ŠEVC, PhD.
RNDr. Bronislava VÍCHOVÁ, PhD.

Redakčná rada:

Predseda:

doc. Mgr. Martin HROMADA, PhD.

Výkonný redaktor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Členovia:

RNDr. Ema GOJDIČOVÁ, PhD.
Mgr. Tomáš JÁSZAY, PhD.
PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
Mgr. Peter MANKO, PhD.
doc. RNDr. Ivan ŠALAMON, CSc.
RNDr. Marcel UHRIN, PhD.

Adresa redakcie:

Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovensko
Tel: 051 / 75 70 358, e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ:

Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove

Sídlo vydavateľa:

Ulica 17. novembra 15, 080 01 Prešov

IČO vydavateľa:

17 070 775

Periodicita:

2x ročne

Jazyk:

slovenský

Poradie vydania:

1/2015

Dátum vydania:

október 2015

ISSN1338-080X

EV 3883/09

OBSAH / CONTENTS

Euboš HRIVNIAK – Beáta BARANOVÁ – Peter MANKO – Zuzana MATÚŠOVÁ – Jozef OBOŇA – Zuzana KRUMPÁLOVÁ

Príspevok k poznaniu ekosoziologicky významných druhov vybraných skupín bezstavovcov štyroch území európskeho významu (Pieniny, Západné Karpaty)
Contribution to the knowledge of selected groups of ecosoziologically important invertebrates of four Sites of community Importance (SCI) Natura 2000 (Pieniny, West Carpatians).....4

Jaroslav ANDREJI – Ivan STRÁŇAI – Petr DVOŘÁK

Vek a rast siha marény (*Coregonus maraena* Bloch, 1779) v Štrbskom plese
Age and growth of whitefish (Coregonus maraena Bloch, 1779) from the Štrbské pleso mountain lake.....13

Aleksandra PETROVIĆ – Ivana IVANOVIĆ – Aleksandar JURIŠIĆ – Dragana RAJKOVIĆ – Aleksandra POPOVIĆ – Miloš PETROVIĆ

Entomological risk index of Lyme disease in forest ecosystems of Vojvodina (Serbia).....19

Terézia POŠIVÁKOVÁ – Janka PORÁČOVÁ – Jozef ŠVAJLENKA – Igor SOPOLIGA

Comparisons of selected biochemical parameters in mouflons female.....26

Ivana PILKOVÁ

Fenológické fázy druhov s výskytom na rúbaniskách v Bábskom lese
Phenological phases of species with occurrence on the clearcut in the Báb forest.....31

Martina MATOUŠKOVÁ – Daniela GRUEOVÁ

Vplyv mykoríznych húb na produkciu biomasy a tvorbu sekundárnych metabolitov úžitkových rastlín
The influence of the mycorrhizal fungi on the production of biomass and creating secondary metabolites at commercial useful plants.....40

Marianna MOLNÁROVÁ – Agáta FARGAŠOVÁ

Se(VI) a jeho vplyv na vybrané fyziologické a biochemické parametre semenáčikov *Sinapis alba* L.
Se(VI) and its impact to selected physiological and biochemical parameters of Sinapis alba L. seedlings.....48

Juliana KROKUSOVÁ – Vladimír ČECH

Vplyv banskej a hutníckej činnosti na geoekologickú štruktúru mesta Krompachy
The impact of mining and metallurgical activities on the geoecological structure of the Krompachy town.....59

Lukáš HUDÁK – Lenka DEMKOVÁ

Modelovanie rozptylu znečisťujúcich látok z tepelnej elektrárne Nováky
Modelling of Emission dispersion from Nováky heat power plant.....75

Olesja I. SYMKANICH – Volodymyr T. MASLYUK – Natalia I. SVATYUK – Oleg O. PARLAG – Otto B. SHPENIK – Serhiy M. SUKHAREV

Radionuclide monitoring in transcarpathian region: the role of natural and anthropogenic factors.....83

PRÍSPEVOK K POZNANIU EKOSOZOLOGICKY VÝZNAMNÝCH DRUHOV VYBRANÝCH SKUPÍN BEZSTAVOVCOV ŠTYROCH ÚZEMÍ EURÓPSKEHO VÝZNAMU (PIENINY, ZÁPADNÉ KARPATY)

CONTRIBUTION TO THE KNOWLEDGE OF SELECTED GROUPS OF ECOSOZOLOGICALLY IMPORTANT INVERTEBRATES OF FOUR SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE (SCI) NATURA 2000 (PIENINY, WEST CARPATIANS)

*Luboš HRIVNIAK¹ – Beáta BARANOVÁ² – Peter MANKO² – Zuzana MATÚŠOVÁ³ –
Jozef OBOŇA² – Zuzana KRUMPÁLOVÁ⁴*

ABSTRACT

The report presents information about occurrence of 19 ecosozological and faunistical interesting species of invertebrates (Araneae, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, Diptera), with their short ecological and ecosozological facts. Species were recorded in the Sites of community Importance (SCI) Natura 2000 (Veľké osturnianske jazero, Malé osturnianske jazero, Pieninské bradlá, Plavečské štrkoviská) related to Pieniny National Park.

KEY WORDS

Pieniny national park, nature protection

Úvod

Územia európskeho významu (ÚEV) predstavujú vzácne a ohrozené biotopy vyhlásené sústavou chránených území Natura 2000. Cieľom vyhlasovania takýchto území je zachovanie prírodného bohatstva a ochrana voľne rastúcich rastlín a žijúcich živočíchov charakteristických pre dané biotopy so špeciálnym zreteľom na európsky a národné významné druhy (VICENÍKOVÁ a POLÁK, 2003). Neoddeliteľnou súčasťou je preto monitoring rastlinných a živočíšnych druhov, ktoré odrážajú stav týchto európsky významných biotopov.

V roku 2015 prebiehal v rámci projektu „Vypracovanie programov starostlivosti o vybrané územia zahrnuté v sústave NATURA 2000“ prieskum bezstavovcov. Projekt bol zameraný na inventarizáciu biodiverzity vybraných skupín bezstavovcov a na návrh manažmentových opatrení vhodných pre zachovanie priaznivého stavu území európskeho významu, spadajúcich pod ochranné pásmo Pieninského národného parku.

Predložená správa prezentuje časť výsledkov zaznamenaných na štyroch ÚEV (Veľké osturnianske

¹ Biologické centrum AV ČR v. v. i., Entomologický ústav Branišovská 31/1160, 370 05 České Budějovice, Czech republic, e-mail: lubos.hrivniak@gmail.com

² Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17.novembra 1, 080 01 Prešov, Slovakia, e-mail: obonaj@centrum.sk; bbaranova@gmail.com; peter.manko@unipo.sk

³ Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technická Univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovakia, email: zuzana.matushova@gmail.com

⁴ Katedra ekológie a environmentalistiky, Fakulta prírodných vied, Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Tr. A. Hlinku 1, 949 01 Nitra, Slovakia, email: zkrumpalova@ukf.sk

jazero, Malé osturnianske jazera, Pieninské bradlá a Plavečské štrkoviská), patriacich do provincie Západných Karpát (KOŠICKÝ a IVANIČ, 2011).

Územie Pieninského národného parku je vo všeobecnosti relatívne dobre preskúmané. Informácie o faune a flóre tohto územia nájdeme napr. v monografii RAZOWSKÉHO (2000), prípadne v prácach týkajúcich sa konkrétnych skupín živočíchov (napr. PANIGAJ (1986) – motýle, SVATOŇ (1990) – pavúky, prehľad publikácií v práci MANKA a ZAŤOVIČOVEJ (2006) – vodné bezstavovce, práce JÁSZAYA (1997, 1999, 2001, 2007) – chrobáky). Odhliadnuc od publikácie ŠÁCHU (2010), ktorý priniesol zaujímavé faunistické nálezy (Odonata – vážky) z oblasti Veľkého osturnianskeho jazera a Malých osturnianskych jazier, neboli v rámci nami sledovaných území publikované takmer žiadne informácie týkajúce sa výskytu bezstavovcov.

Cieľom príspevku je preto priniesť poznatky o prítomnosti ekozozologicky významných a faunisticky zaujímavých druhoch bezstavovcov z radov Araneae (pavúky), Ephemeroptera (podenky), Coleoptera (chrobáky), Diptera (dvojkřídlowce) a Odonata (vážky) a doplniť tak existujúce údaje o výskyte vzácnych druhov v rámci jednotlivých ÚEV.

MATERIÁL A METÓDY

Zoznam sledovaných lokalít a ich stručná charakteristika (polohu sledovaných území zobrazuje obrázok 1):

Lokalita č. 1. Veľké osturnianske jazero (SKUEV0334):

(N 49°20.49', E 20°13.204')

Lokalita sa nachádza v geomorfologickom celku Spišská magura (KOŠICKÝ a IVANIČ, 2011), severozápadne od obce Osturňa v nadmorskej výške 815 m. Jazero je zásobované povrchovým tokom (ktorý je prítokom Osturnianskeho potoka), ako aj podzemnými prameňmi. Pobrežnú zónu tvoria byliny, roztrúsené kry a náletové dreviny (*Salix* sp.). V okolí je ihličnatý les s dominantným zastúpením druhu *Picea abies* (L.). Chránené územie tvoria najmä lúčne, lesné, vodné a mokradové (vrátane rašelinísk) biotopy.

Lokalita č. 2. Malé osturnianske jazera (SKUEV 0335):

(N 49°20,254', E 20°12,348')

Podobne ako predchádzajúca lokalita, nachádza sa v blízkosti hranice s Poľskom (juhozápadne od predchádzajúcej lokality), vo výške 883 m. Jazera sú v súčasnosti v pokročilom štádiu zazemnenia. Súvislá vodná hladina sa vytvára najmä v čase výdatnejších zrážok. Pobrežnú zónu jazier tvorí bylinná vegetácia a les. Chránené územie tvoria biotopy lúčne, lesné, vodné a mokradové (vrátane rašelinísk).

Lokalita č. 3. Pieninské bradlá (SKUEV0339)

(N 49° 20.864', E 20° 38.899')

Rozsiahlejšie územie tvorené vápencovými bralami. Územie zasahuje do katastrov obcí Jarabina, Kamienka, Litmanová a patrí do geomorfologického celku Ľubovnianska vrchovina a Pieniny (KOŠICKÝ a IVANIČ, 2011). Nami sledovaná lokalita, potok Malý Lipník (Jarabinský prielom) a jeho pobrežná zóna sa nachádza severne od obce Jarabina, vo výške 652 m. Tok má bystrinový charakter, preteká bradlovým pásmom, kde vytvára kaňonovité údolie, celistvé vápencové lavice, kaskády a vodopády. Okolie tvorí les so zastúpením drevín ako *Acer* sp., *Abies alba* (Mill.), *Picea abies* (L.).

Lokalita č. 4. Plavecké štrkoviská (SKU0338)

(N 49°15.534', E 20° 50.872')

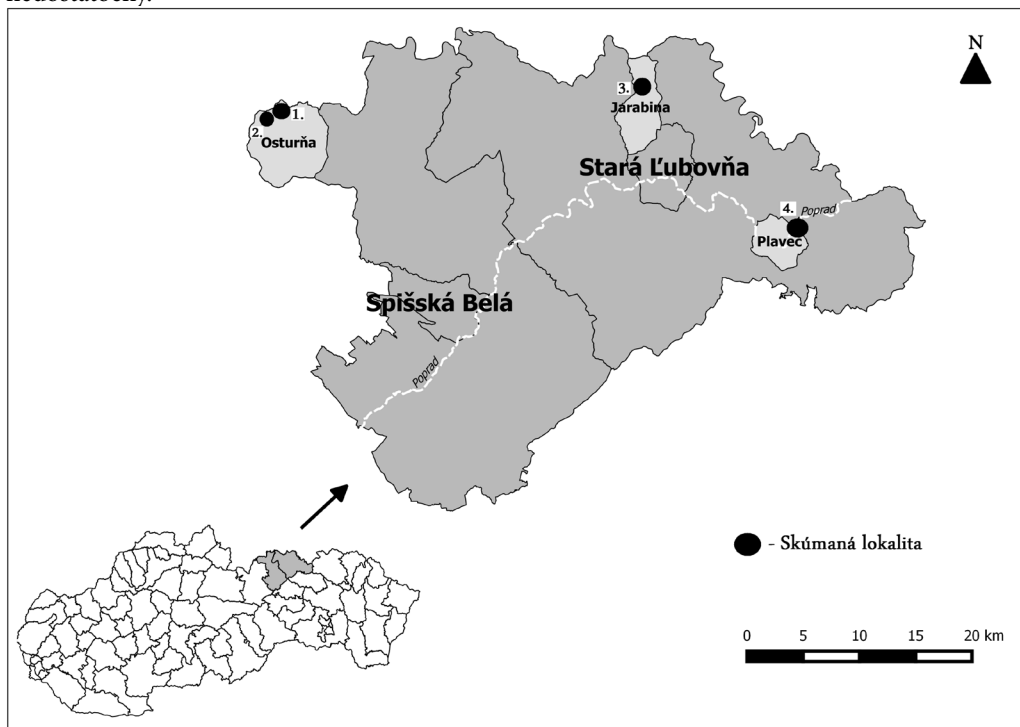
Územie sa nachádza v oblasti meandru rieky Poprad pri obci Plaveč v nadmorskej výške 480 m. Oblasť sa nachádza v geomorfologickom celku Spišsko – šarišské medzihorie (KOŠICKÝ a IVANIČ, 2011). Zahŕňa rozsiahlejšie vodné plochy, mokrade, lužný les, časť potoka Ľubotínka a rieky Poprad. Celá oblasť vznikla prirodzenou rekultiváciou po ťažbe štrkopieskov.

Odber vzoriek bol realizovaný v troch termínoch (14. mája, 3. júna a 17. júna 2015). Materiál bol získaný štandardnými metódami pre odber bezstavovcov. Vodné bezstavovce boli získané pomocou hydrobiologickej sieťky metódou „kicking sampling“, individuálnym zberom jedincov z rôznych substrátov a smýkaním imág z vegetácie.

Terestrické bezstavovce boli odoberané pomocou metód ako sú: oklepy krovinovej etáže, preosevy pôdy, individuálny zber jedincov, smýkanie vegetácie a zemné pasce. Pasce boli v počte 5 kusov umiestňované v pobrežnej zóne vodných plôch, ponechané 5 týždňov v období od 14. mája do 17. júna 2015 a vyberané v približne dvojtýždňových intervaloch. Vzorky boli fixované v 75% etanole, neskôr vytriedené a pomocou binokulárnej lupy, stereomikroskopu a odbornej literatúry determinované na najnižšiu možnú taxonomickú úroveň.

Zoznam použitých skratiek ekosoziologických statusov (podľa BALÁŽ a kol., 2001):

CR (Critically endangered) – kriticky ohrozený; EN (Endangered) – ohrozený; VU (Vulnerable) – zraniteľný; LR (Lower risk) – menej ohrozený s podkategóriami: cd (Conservation dependent) – závislý na ochrane, nt (Near threatened) – takmer ohrozený; DD (Data deficient) – údajovo nedostatočný.



Obrázok 1. Mapa s orientačnou lokalizáciou skúmaných lokalít.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Araneae – pavúky

Alopecosa pinetorum (Thorell, 1856) (Lycosidae) (lokalita 3) – chránený druh, na Slovensku aj v Čechách zaradený medzi zraniteľné druhy (VU) pavúkov (GAJDOŠ a SVATOŇ, 2001; RUŽIČKA, 2005). Preferuje vlhké lesné stanovištia (ITÄMIES a NENONEN, 2009).

Alopecosa striatipes (C.L. Koch, 1837) (Lycosidae) (lokalita 4) – vzácné sa vyskytujúci reliktný druh (KOSULIC a HULA, 2011). Na Slovensku zaradený do kategórie LR: nt (GAJDOŠ a SVATOŇ, 2001), v Čechách ohrozený (EN) (RUŽIČKA, 2005). Vyskytuje sa na skalnatých stepiach a okrajoch lesov. Preferuje xerothermné stanovištia (KOSULIC a HULA, 2011).

Hahnia helveola (Simon, 1875) (Hahniidae) (lokalita 4) – druh blízko ohrozenia, zaradený do kategórie LR: nt (GAJDOŠ a SVATOŇ, 2001).

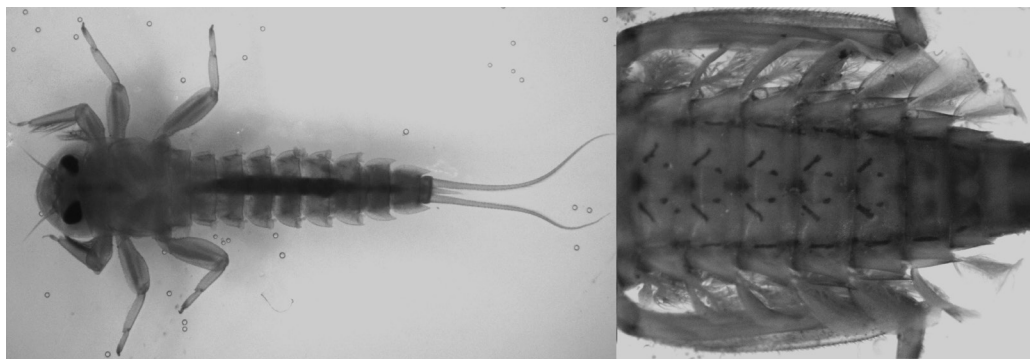
Mioxena blanda (Simon, 1884) (Linyphiidae) (lokalita 2) – vzácny (DOLANSKÝ, 2002), chránený druh, patriaci v Červenom zozname rastlín a živočíchov Slovenska do kategórie LR: nt, (GAJDOŠ a SVATOŇ, 2001). V Českej republike ohrozený druh (EN) (DOLANSKÝ, 2002; RUŽIČKA, 2005). Ide o piaty doložený nález pre Slovensko.

Zaujímavým nálezom je tiež, v rámci ekosozológie údajovo nedostatočný druh (DD) (GAJDOŠ a SVATOŇ, 2001) *Tapinocyba biscissa* (O. P. Cambridge, 1872) (Linyphiidae) (lokalita 4). Tento taxón preferuje lúčne otvorené biotopy (BROEN, 1997).

Ephemeroptera – podenky:

Oligoneuriella rhenana (Imhoff, 1852) (Oligoneuriidae) (obrázok 2a) (lokalita 4 – rieka Poprad) – reofilný, litofilný druh metaritrálu až epipotamálu, s rýchlym letným životným cyklom (HAYBACH, 2006). Patrí do trofickej gildy zbieračov a pasívnych filtrátorov (ELPERS a TOMKA, 1995; DERKA, 2003). Emergencia prebieha vo večerných hodinách, v mesiacoch júl – august (HAYBACH, 2006). Druh sa v súčasnosti vyskytuje vo viacerých tokoch Slovenska (Udava, Hornád, Torysa, Nitra, Topľa) (MANKO, 2011; HRIVNIAK a MANKO, 2014). Je citlivý najmä na zmeny v štruktúre dna a kvality vody. Znáša len mierne organické znečistenie (ŠKAPEC a kol., 1992). *O. rhenana* je zaradená medzi ohrozené druhy na Slovensku aj v Českej republike (DEVÁN, 2001; SOLDÁN, 2005).

Ecdyonurus insignis (Eaton, 1870) (Heptageniidae) (obrázok 2b) (lokalita 4 – rieka Poprad) – reofilný druh meta až hyporitrálu s univoltínnym životným cyklom preferujúci kamenistý substrát. Patrí do trofickej gildy zoškrabávačov (DERKA, 2003; KONAR, 2012). K emergencii dochádza od mája do augusta. Ide o stenoekný druh vo vzťahu k organickému znečisteniu a disturbancii prirodzeného habitatu (BAUERNFEIND a SOLDÁN, 2012). *E. insignis* je na Slovensku známy napr. z rieky Dunajec, Váh, Krupinica, Slaná (MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ a kol., 2010), Topľa (Gerlachov) (nepublikovaný nález prvého autora). Ide o ohrozený druh (EN) (DEVÁN, 2001) a druh národného významu (vyhláška č. 158/2014 Z. z.). V Českej republike nesie status kriticky ohrozený (CR) (SOLDÁN, 2005).



Obrázok 2. a) *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) (habitus larvy) (vľavo), b) charakteristické sfarbenie sternitov bruška druhu *Ecdyonurus insignis* (Eaton, 1870) (vpravo).

Odonata – vážky

Onychogomphus forcipatus (Linnaeus, 1758) (Anisoptera – Gomphidae) (lokalita 4 – rieka Poprad) – reobiontný druh preferujúci štrkovité a piesčité habitaty podhorských a pahorkatinných tokov (BULÁNKOVÁ, 2003a; PETROVIČOVÁ a DAVID, 2013). Larválny vývin trvá zvyčajne 3 roky (PETROVIČOVÁ a DAVID, 2013), imága sa vyskytujú od júna do septembra (DOLNÝ a kol., 2007). Na Slovensku sa *O. forcipatus* v súčasnosti vyskytuje vo viacerých tokoch (napr. Kysuca, Hron, Ipeľ, Poprad, Topľa) (MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ a kol., 2010; HRIVNIAK a MANKO, 2014). Druh je citlivý na znečistenie a regulácie tokov (napriamovanie, odstraňovanie štrkových nánosov, deštrukciu bentálu, narušenie členitosti koryta) (DOLNÝ a kol., 2007; PETROVIČOVÁ a DAVID, 2013). Na Slovensku zraniteľný (VU) (DAVID, 2001), v Čechách ohrozený (EN) druh (HANEL a kol., 2005).

Coenagrion hastulatum (Charpentier, 1825) (Zygoptera – Coenagrionidae) (lokalita 1, 2) – vzácny (ŠÁCHA, 2010) limnobiont (BULÁNKOVÁ, 2003a) obývajúcí rašeliniská, dystrofné a oligotrofné jazerá (s nižšími hodnotami pH vody) s bohatým porastom maktofytov (*Carex* spp.) a zachovaným litorálom. Larválny vývoj trvá približne jeden rok. Dospelé jedince sa objavujú od mája do augusta. Ohrozenie výskytu druhu *C. hastulatum* súvisí s degradáciou prirodzeného biotopu (odvodňovanie mokradí, ťažba rašeliny, úpravy brehov, znečisťovanie), ale aj s prirodzenou sukcesiou (zazemňovanie) (DOLNÝ a kol., 2007). Na Slovensku zraniteľný druh (VU) (DAVID, 2001), v Českej republike zaradený do kategórie LR: nt (HANEL a kol., 2005).

Coleoptera – chrobáky:

Carabus variolosus (Fabricius, 1787) (Carabidae) (lokalita 3) – chránený druh, v Červenom zozname zaradený do skupiny LR: cd (HOLECOVÁ a FRANC, 2001). V Českej republike patrí medzi zraniteľné druhy (VU) (VESELÝ a kol., 2005). Obýva brehy horských potokov, mokrade a lužné lesy. Habitatový špecialista, ktorý výskytom indikuje nenarušené (resp. prírode blízke) biotopy. *C. variolosus* patrí medzi druhy, ktoré veľmi citlivo reagujú na antropogénne narušenie pobrežných zón tokov a lesných mokradových biotopov (MATERN a kol., 2007; 2008). V súčasnosti patrí medzi druhy európskeho významu (vyhláška č. 158/2014 Z.z.).

Ekosozologicky zaujímavý je tiež nález chráneného (LR: nt) HOLECOVÁ a FRANC (2001) a ojedinelého karpatského poddruhu *Carabus auronitens escheri* (Palliard, 1825) (lokalita 1, 2, 3). Uvedený druh sa vyskytuje v horských lesoch, kde preferuje vlhké stanovišťa.

Z faunistického hľadiska tiež možno vyzdvihnúť nálezy ďalších zástupcov z čeľade bystruškovitých ako *Pterostichus aethiops* (Panzer, 1797) (lokalita 1, 2, 3) a *Pterostichus foveolatus* (Duftschmid,

1812) (lokalita 3), ktorí z ekologického hľadiska reprezentujú silvikolných habitatových špecialistov. Zaujímavý bol tiež nález ojedinelého druhu nezatenených štrkovitých brehov tečúcich vôd lesov, hôr a pahorkatín *Chlaenius tibialis* (Dejean, 1826) (lokalita 3).

Diptera – dvojkrídlowce:

Anasimyia lineata (Fabricius, 1787) (Syrphidae) (lokalita 2) – druh, vyskytujúci sa prevažne na okrajoch vodných ekosystémov (mokrade, nivy riek) (SPEIGHT, 2011). Larvy žijú na rozkladajúcej sa vegetácii. Ďalším zisteným druhom čeľade Syrphidae je *Parhelophilus versicolor* (Fabricius, 1794) (lokalita 2). Oba uvedené druhy sú na našom území vzácné, v Českej republike zaradené medzi zraniteľné (VU) (FARKAČ a kol., 2005).

Arctoconopa melampodia (Loew, 1873) (Limoniidae) (lokalita 4, obrázok 3a) – na našom území vzácnejší zástupca limikolnej fauny. V Českej republike zaradený medzi zraniteľné druhy (VU) (FARKAČ a kol., 2005). Imága preferujú piesočnaté brehy riek. Vyskytujú sa v okolí tokov, od mája do júla (UJVÁROSI, 2004).

Atherix ibis (Fabricius, 1798) (Athericidae) (lokalita 4) – reobiontný predátor, ktorého larvy sa vyskytujú najmä v stredných úsekoch čistých, oligosaprobnych tečúcich vôd, kde osídľujú prevažne fytál a litál (BULÁNKOVÁ, 2003b). Druh je citlivý na znečistenie vôd. Zaradený medzi zraniteľné druhy (VU) (JEDLIČKA a STOUKALOVÁ, 2001).

Hexatoma (Hexatoma) bicolor (Meigen, 1818) (Limoniidae) (lokalita 4, obrázok 3b) – druh, viazaný na piesočnaté alebo štrkovité brehy potokov. Jeho larvy žijú v piesku v blízkosti brehov. Je veľmi citlivý na poškodenie (deštrukciu prirodzenej štruktúry brehov) a znečistenie biotopu (PODENIENE, 2002). V Českej republike patrí medzi ohrozené druhy (EN) (FARKAČ a kol., 2005). V rámci rodu *Hexatoma*, ktorý predstavuje reobiontné semisesilné predátory, typické pre stredné úseky tokov (BULÁNKOVÁ, 2003b), bol zaznamenaný tiež druh *Hexatoma (Hexatoma) fuscipennis* (Curtis, 1836) (lokalita 4). Ide taktiež o vzácny druh (v ČR zaradený medzi EN FARKAČ a kol., 2005), ktorý je podobne ako predchádzajúci, viazaný na piesočnaté a štrkovité brehy väčších potokov. Taxón je rovnako citlivý na poškodenie a znečistenie prirodzeného biotopu (PODENIENE, 2002).



Obrázok 3. a) *Arctoconopa melampodia* (Loew, 1873) (vľavo), b) *Hexatoma (Hexatoma) bicolor* (Meigen, 1818).

ZÁVER

Predložená správa prináša prehľad o výskyte ekosozologicky a faunisticky významných druhov z piatich radov článkonožcov (Araneae, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera a Diptera), s príslušným statusom ohrozenosti v priestore štyroch európsky významných území (Veľké osturnianske jazero, Malé osturnianske jazera, Pieninské bradlá a Plavečské štrkoviská).

Na sledovaných lokalitách boli zistené jednak druhy európskeho a národného významu (*Carabus variolosus* (Fabricius 1787), *Ecdyonurus insignis* (Eaton, 1870), ako aj druhy zaradené do rôznych kategórií ohrozenosti v Červenom zozname rastlín a živočíchov Slovenska (BALÁŽ a kol., 2001). Zaznamenali sme tiež vzácnejšie sa vyskytujúce zástupcov hmyzu (napr. *Hexatoma* (*Hexatoma*) *bicolor* (Meigen, 1818), *Hexatoma* (*Hexatoma*) *fuscipennis* (Curtis, 1836), *Arctoconopa melampodia* (Loew, 1873)), ktorým však v rámci Slovenska doposiaľ nebol pridelený žiadny zo statusov ohrozenosti. Aj napriek tomuto faktu ide o druhy, ktoré citlivo reagujú na zmeny prirodzených habitatov. Majú tak významné postavenie v bioindikácii stavu prírodných podmienok a tým aj v starostlivosti o európske významné lokality vôbec.

POĎAKOVANIE

Práca bola realizovaná v rámci projektu „Vypracovanie programov starostlivosti o vybrané chránené územia zahrnuté v ústave NATURA 2000 (ITMS: 24150120045).

LITERATÚRA

- BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P. (eds.), 2001. Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20. 160 pp.
- BAUERNFEIND, E. – SOLDÁN, T., 2012. The mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books, Ollerup, 781 pp.
- BROEN, B., 1997. Insufficient knowledge of so-called „rare“ spiders in Germany – a brief comment. In Proc. 16Th Europe. Coll. Arachnology, p. 51 – 55.
- BULÁNKOVÁ, E., 2003a. Odonata. In: ŠPORKA, F. (ed.), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, p. 319–333.
- BULÁNKOVÁ, E., 2003b. Diptera. In: ŠPORKA, F. (ed.), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, p. 555–586.
- DAVID, S., 2001. Červený (ekosozologický) seznam vážek (Insecta: Odonata) Slovenska. In: Baláž, D. – Marhold, K. – Urban, P., (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20: 96–98.
- DERKA, T., 2003. Ephemeroptera. In: ŠPORKA, F. (ed.), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, p. 290–314.
- DEVÁN, P., 2001. Červený (ekosozologický) zoznam podeniek (Ephemeroptera) Slovenska. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P., (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20: 94–95.
- DOLANSKÝ, J., 2002. Arachnofauna písčin a bílých strání východních čech. In Východočeský sborník přírodovědný – práce a studie. 10: 285–310.
- DOLNÝ, A. - BÁRTA, D. - WALDHAUSER, M. - HOLUŠA, O. - HANEL, L. - et. al., 2007. Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. Vlašim: Český svaz ochranců přírody, 672 pp.

- ELPERS, C. – Tomka, I., 1995. Food-filtering Mechanism of the Larvae of *Oligoneuriella rhenana* Imhoff (Ephemeroptera: Oligoneuriidae). Current directions in research on Ephemeroptera, International conference, 7: 283–294.
- FARKAČ, J. – KRÁL, D. – ŠKORPÍK, M. (eds), 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha 760 pp.
- GAJDOŠ, P. – SVATOŇ, J., 2001. Červený (ekosozologický) zoznam pavúkov (Araneae) Slovenska. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P. (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20: 80 – 86.
- HANEL, L., – DOLNÝ, A., – ZELENÝ, J., 2005. Odonata (vážky). In: FARKAČ, J., – KRÁL, D., – ŠKORPÍK, M. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. (Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates.), Praha: AOPK ČR, p. 125–127.
- HAYBACH, A., 2006. Life cycle and timing of emergence of *Oligoneuriella rhenana* (IMHOFF, 1852) in the Kyll River (SW-Germany) [Ephemeroptera : Oligoneuriidae]. Ephemer 7(1): 1–7.
- HOLECOVÁ, M., – FRANC, V., 2001. Červený (ekosozologický) zoznam chrobákov (Coleoptera) Slovenska. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P. (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20: 94–95.
- HRIVNIAK, L., – MANKO, P., 2014. Príspevok k poznaniu ekosozologicky významných druhov vodného hmyzu rieky Topľa. In Folia Oecologica 6 (2): 9–15.
- ITÄMIES, J., – NENONEN, O., 2009. Wolf spider (Araneae, Lycosidae) of an old abandoned agricultural village of Mutenia in Finnish Lapland. In Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, 85: 20–27.
- JÁSZAY, T., 1997. Niekoľko poznámok k výskumu chrobákov (Coleoptera) slovenskej časti Pieninského národného parku (Some notes on research of beetles (Coleoptera) in Slovak part of Pieniny National Park). p. 104 - 109. In: VOLOŠČUK, I. (ed.): Monografické štúdie o národných parkoch. Monographical studies on National Parks. Príroda Pienin v premenách. The Nature of Pieniny in Transformations. Vydala Správa národných parkov Slovenskej republiky Tatranská Lomnica. Vydavateľstvo SLZA Poprad, 123 pp.
- JÁSZAY, T., 1999. Monitorovanie spoločenstiev chrobákov (Coleoptera) v Pieninskom národnom parku (The monitoring of beetle communities (Coleoptera) in the Pieniny National Park). pp. 47 - 51. In: PANIGAJ, L., (ed.): Metodika monitoringu biotických prvkov Pieninského národného parku. Zborník príspevkov z konferencie konanej 7. – 8.10.1999 v Červenom Kláštore. Spišská Stará Ves. 82 pp.
- JÁSZAY, T., 2001. Chrobáky (Coleoptera) Národného parku Poloniny. (Coleoptera of the National park Poloniny). Štátna ochrana prírody SR Banská Bystrica, správa Národného parku Poloniny Snina. 234 pp.
- JÁSZAY, T., 2007. Chrobáky (Coleoptera) slovenskej časti Pieninského národného parku. p. 34. Sprievodca poľsko - slovenskej posterovej diskusie „Vedecký výskum v Pieninách 2007“ 5. okt. 2007, Krościenko nad Dunajcem (Poľsko). VII. vedecká konferencia, Pieniński Park Narodowy & Pieninský národný park.
- JEDLIČKA, L. – STLOUKALOVÁ, V., 2001. Červený (ekosozologický) zoznam dvojkrídlovcov (Diptera) Slovenska. In: BALÁŽ, D., – MARHOLD, K., – URBAN, P. (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody, Banská Bystrica, Supplementum 20: 139–142.
- KONAR, V.M., – MAIER, S., – WINKLER, G., 2012. *Ecdyonurus insignis* (Ephemeroptera: Heptageniidae) in Kärnten. In Carinthia II., 202/122, Klagenfurt, p. 723–724.

- KOSULIC, O., – HULA, V., 2011. The wolf spiders (Araneae, Lycosidae) of the eastern part of Hustopece bioregion. In *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae* 96 (1): 29–40.
- KOŠICKÝ, D. – IVANIČ, B., 2011. Geomorfologická mapa Slovenska (1:500 000).
- MANKO, P., – ZAŤOVIČOVÁ, Z., 2006. Výsledky prieskumu bentickej makrofauny slovenskej časti Dunajca. *Folia Faunistica Slovaca*, 11(5): 29–32.
- MANKO, P., 2011. Interesujące stwierdzenia trzech rzadkich i zagrożonych merolimnicznych gatunków owadów na Słowacji. *Forum faunisticzne*, 1(1): 56–62.
- MATERN, A. – ASSMANN, T., – DRESS, C., – KLEINWAECHTER, M., 2007. Habitat modelling for the conservation of the rare ground beetle species *Carabus variolosus* (Coleoptera, Carabidae) in the riparian zones of headwaters. In *Biological conservation*, 136: 618–627.
- MATERN, A., – ASSMANN, T., – DRESS, C., 2008. Population ecology of the rare carabid beetle *Carabus variolosus* (Coleoptera: Carabidae) in north-west Germany. In *Journal of insect conservation*, 12(6): 591–601..
- MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ, E., – HAVIAR, M., – LEŠŤÁKOVÁ, M., – ŠČERBÁKOVÁ, S., – BITUŠÍK, P., – BULÁNKOVÁ, E., – ČEJKA, T., – ČIAMPOROVÁ-ZAŤOVIČOVÁ, Z., – DERKA, T., – HAMERLÍK, L., – ILLÉŠOVÁ, D., – KODADA, J., – KOŠEL, V., – KRNO, I., – MLÁKA, M., – NOVIKMEC, M., – ŠPORKA, F., 2010. Zoznam zistených taxónov na monitorovaných lokalitách vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Časť 1 – Bentické bezstavovce. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae, Bratislava*, 18 (1): 1–335.
- PANIGAJ, L., 1986. Fauna motýľov (Lepidoptera) Pieninského národného parku. In *Zborník TANAP*, 27: 83–144.
- PETROVIČOVÁ, K., – DAVID, S., 2013. Ecology and habitat preferences of *Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Gomphidae) from the Slovak Republic. *Mendelnet*, p. 769–773.
- PODENIENE, V., 2002. Records on new and little-known larvae of the family Limoniidae (Diptera, Nematocera) from Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 12: 294–308.
- RAZOWSKI, J., (ed.), 2000: Flora i fauna Pienin. Monografie Pieninskie Tom 1. Pieninski park narodowy, Krościenko n. Dunajcem, 333 pp.
- RUŽIČKA, V., 2005. Araneae (pavouci). In *Červený seznam ohrožených druhů České republiky – bezobratlí*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, p. 76–82.
- SOLDÁN, T., 2005. Ephemeroptera (Jepice). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky – bezobratlí*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, p. 527–529.
- SPEIGHT, M.C.D., 2011. Species accounts of European Syrphidae (Diptera), Glasgow 2011. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, vol. 65, 285 pp., Syrph the Net publications, Dublin.
- SVATOŇ, J., 1990. Pavúky (Araneae) Pieninského národného parku. In *SAŽP, Správa TANAP-u*, 47. pp.
- ŠÁCHA, D., 2010. Výsledky výskumu vážok (Odonata) v kompetenčnom uzemi správy Pieninskeho narodneho parku. In *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 11: 69–79 .
- ŠKAPEC, L., 1992. Červená kniha 3, ohrožených a vzácných druhov rastlín a živočíchov ČSFR. *Bezstavovce. Příroda*, Bratislava, 157 pp.
- UJVÁROSI, J. 2004. New species of Limoniidae (Diptera) for the Hungarian fauna. In *Folia Entomologica Hungarica*, 65: 117–120.
- VESELÝ, P., – MORAVEC, P., – STANOVSKÝ, J., 2005. Coleoptera - Carabidae (střevlíkovitý). In *Červený seznam ohrožených druhů České republiky – bezobratlí*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, p. 406–411.
- VICENÍKOVÁ, A. – POLÁK, P. (ed.), 2003. Európsky významné biotopy na Slovensku. ŠOP SR, Banská Bystrica, 151 pp.

VEK A RAST SIHA MARÉNY (*COREGONUS MARAENA* BLOCH, 1779) V ŠTRBSKOM PLESE

AGE AND GROWTH OF WHITEFISH (*COREGONUS MARAENA* BLOCH, 1779) FROM THE ŠTRBSKÉ PLESO MOUNTAIN LAKE

Jaroslav ANDREJ¹ – Ivan STRÁŇAI¹ – Petr DVOŘÁK²

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate growth parameters of whitefish (*Coregonus maraena*) from the Štrbské pleso mountain lake, probably the only site of its occurrence within the frame of Slovakia. Totally 7 specimens were analyzed, in the age of VI+ to IX+. Back calculated standard lengths (*l*) and weights (*w*) were made from transformed regression equations: $\log w = -4.740393 + 2.937450 * \log l$ and $\log l = 1.613778 + 0.340431 * \log w$ ($r = 0.8952$, $r^2 = 80.16 \%$, $P < 0.01$). Fulton's condition coefficient for all analyzed population achieved the value of 1.2693. Our findings of growth parameters do not correspond to standards for this species. Due to, in the future it is necessary to implement target-oriented research for the clarifying of slow growth of whitefish in the Štrbské pleso mountain lake.

KEY WORDS

Coregonus maraena, age, length-weight relationships, von Bertalanffy model, Štrbské pleso mountain lake, Slovakia

Úvod

Síh maréna (*Coregonus maraena*) je nepôvodný druh. Areál jeho pôvodného rozšírenia sa alokuje predovšetkým na jazerá Miedwie, Sellnowské a Hitzdorfské a jazerá v Braniborsku (BLOCH 1783, THIENEMANN 1922), resp. na niekoľko veľkých jazier v Pomoransku a Meklenburgsku (SIEBOLD 1863). Z uvedených jazier bol síh maréna introdukovaný do Nemecka, Poľska, pobaltských štátov a koncom 19. storočia aj do rybníkov v Čechách (ŠUSTA 1884). Odtiaľ sa v roku 1929 doviezol na Slovensko a pokusne vysadil do Štrbského plesa (VOLF & HUBÁČEK 1930) v množstve 20000 ks plôdika (TEJČKA 1934). Na tieto informácie sa však neskôr akosi pozabudlo a o síhovi maréne zo Štrbského plesa sa objavuje informácia až o vyše polstoročie neskôr a to z roku 1984 (HOLČÍK & NAGY 1986). Pravdepodobne aj toto bolo jednou z príčin, že informácií o tomto druhu je poskromne, väčšinou orientovaných iba na výskyt a základnú biologickú, resp. ekologickú charakteristiku (BAST & HOLČÍK 1971). Cieľom našej práce bolo podať informácie o veku a raste síha marény v Štrbskom plese, v súčasnosti pravdepodobne jedinej lokalite jeho výskytu.

¹ Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Katedra hydinárstva a malých hospodárskych zvierat, Trieda Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra, jaroslav.andreji@uniag.sk, ivan.stranai@gmail.com

² Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultúry a ochrany vod, Na Sádkách 1780, 370 05 České Budějovice, ČR, dvorakp@fvov.jcu.cz

MATERIÁL A METODIKA

Pre potreby tejto štúdie bolo použitých 7 exemplárov siha marény. Tento materiál bol zozbieraný pracovníkmi Štátnych lesov TANAP-u po rozmrznutí Štrbského plesa v máji 2007 a na naše pracovisko dodaný v zamrazenom stave v auguste 2007.

U analyzovaných rýb sme zaznamenali základné biometrické údaje (dĺžka tela, celková dĺžka tela, hmotnosť) a zároveň im boli odobraté reprezentačné šupiny v počte 5 – 7 ks za účelom analýzy veku a rastu. Šupiny sa odobrali z ľavej strany tela pod bočnou čiarou nad bázou brušnej plutvy. Následne sa odobraté šupiny zbavili nečistôt a slizu a takto pripravené sa fixovali na podložné skličko.

Spracované preparáty šupín sa vyhodnocovali metódou analýzy digitálneho obrazu na stereomikroskope Olympus SZX 16 za použitia softwaru QuickPhoto Micro (v. 2.3, © Promicra, s.r.o. 2009). Vek sme určovali na diagonálnom polomere šupiny pri 16 – 20 násobnom zväčšení. Pre výpočet rastových parametrov bola použitá metóda E. LEA (1910) a VON BERTALANFFY (1938) za použitia počítačového programu Ichtyo (v.16/03, © Andrej Makara 1990). Fultonov koeficient kondície, priemerné ročné prírastky ako aj špecifickú rýchlosť rastu sme vypočítali podľa metodiky uvedenej v práci HOLČÍK & HENSEL (1972).

VÝSLEDKY

Celkovo bolo analyzovaných 7 jedincov siha marény. Ich základné biometrické údaje sú uvedené v tabuľke 1.

Tabuľka 1. Základné biometrické údaje analyzovaných rýb

	SL (mm)	TL (mm)	W (g)
priemer ± smerodajná odchýlka	338,4 ± 26,9	386,4 ± 35,3	490,3 ± 126,4
rozpätie	305 – 372	345 – 430	381 – 689

SL – dĺžka tela, TL – celková dĺžka tela, W – hmotnosť

Analyzovaní jedinci patrili do VI. až IX. vekovej skupiny, pričom najpočetnejšia bola VII. (3 ks, 43 %) a VIII. (2 ks, 29 %) veková skupina. Ostatné skupiny boli zastúpené len po jednom exemplári (tabuľka 2 a 3). Dĺžkovo-hmotnostný vzťah bol vypočítaný na základe transformovaných regresných rovníc $\log w = -4,740393 + 2,937450 \cdot \log l$ a $\log l = 1,613778 + 0,340431 \cdot \log w$ ($r = 0,8952$, $r^2 = 80,16$ %, $P < 0,01$). Pre potenciálnu komparáciu výsledkov boli taktiež vypočítané konštanty von Bertalanffyho rovnice $L_t = 669,0 (1 - e^{-0,0851(t + 0,0599)})$, ako aj regresná rovnica prepočtu dĺžky tela (SL) na celkovú dĺžku tela (TL) $TL = -48,9561 + 1,28649 \cdot SL$ ($r = 0,9802$, $r^2 = 96,08$ %, $P < 0,001$). Fultonov koeficient kondície pre analyzovanú populáciu dosiahol hodnotu 1,2693.

Priemerné spätne vypočítané dĺžky tela (SL) a hmotnosti (W) analyzovaných exemplárov siha marény dosahovali v jednotlivých rokoch tieto hodnoty: v prvom roku 45 mm a 2 g, v druhom roku 88 mm a 10 g, v treťom roku 146 mm a 48 g, v štvrtom roku 196 mm a 109 g, v piatom roku 249 mm a 211 g, v šiestom roku 285 mm a 305 g, v siedmom roku 300 mm a 346 g, v ôsmom roku 334 mm a 474 g a v deviatom roku 357 mm a 573 g (tabuľka 2 a 3). Medziročné hodnoty dĺžkových prírastkov sa pohybovali v rozmedzí 15 – 45 mm, pri hmotnosti dosiahli medziročné prírastky 2 – 128 g. Špecifická rýchlosť rastu, či už hmotnostného alebo dĺžkového mala klesajúcu tendenciu, s výnimkou posledných rokov, kde sme zaznamenali mierny nárast.

DISKUSIA

Ako už bolo spomenuté, sih maréna bol na naše územie prvý krát introdukovaný koncom dvadsiatych rokov minulého storočia do Štrbského plesa. Zaujímavosťou je, že sa informácie o tomto druhu objavujú až o polstoročie neskôr, hoci ichtyologický prieskum sa na Štrbskom plese realizoval aj predtým (DYK 1956, 1958; KAŠŤÁK & ŽITŇAN 1960). Veľmi zaujímavé zdôvodnenie tohto javu vysvetľuje HOLČÍK ET AL. (1989). Ten uvádza, že populácia siha marény v plese je väčšiu časť roka priestorovo segregovaná od ostatných druhov rýb, ktoré sa zdržujú predovšetkým v litoráli a pri hladine, pričom sih uprednostňuje pelagiál od 7 m hlbšie. V litoráli, resp. pri hladine sa sih objavuje len v čase neresu, ale to už je hladina plesa väčšinou zamrznutá.

Pre siha marénu sú typickým biotopom väčšie a hlbšie stojaté vody s čistou a chladnou vodou. Preto sa v súčasnosti v rámci Slovenska stretávame s týmto druhom pravdepodobne už len v Štrbskom plese, hoci v polovici päťdesiatych rokoch minulého storočia sa uskutočnila introdukcia aj do Oravskej priehrady z juhočeských rybníkov (BALON 1967; BASTL & HOLČÍK 1971). SEDLÁR ET AL. (1989) uvádza výskyt siha marény okrem Štrbského plesa a Oravskej priehrady aj v Belianskom jazere pri Banskej Štiavnici. O úspešnosti introdukcie siha do Oravskej priehrady a Belianskeho jazera podrobnejšie informácie nie sú. Keďže sa jednalo o mlad siha (BALON 1967), môžeme predpokladať, že introdukcia bola neúspešná, nakoľko ani následné ichtyologické prieskumy jeho výskyt nepotvrdili. Naproti tomu je pomerne zaujímavý nález siha marény v Dunaji, resp. jeho ramene Žofín pri Vojke nad Dunajom (BASTL & HOLČÍK 1971). Podľa autorov ide o náhodný výskyt a ulovený exemplár pochádza pravdepodobne z bavorských alebo hornorakúskych jazier situovaných v povodí Dunaja odkiaľ bol splavený počas vyšších vodných stavov.

Z hľadiska taxonómie a nomenklatúry predstavuje sih druhový komplex, ktorý ilustruje celý rad problémov spojených s interpretáciou morfolologickej diverzity (ØSTBYE ET AL. 2005). Ako uvádza KAHILAINEN ET AL. (2003), sih je veľmi variabilný druh vyskytujúci sa v rôznych formách alebo morfoch, ktoré sú ekologicky viac alebo menej ekvivalentné druhu. Toto je pravdepodobne dôvod názvoslovnej nejednotnosti, kedy ho niektorí autori radia k druhom, iní zase k poddruhom, poprípade formám a uvádzajú ho ako *Coregonus maraena* (HOLČÍK 1998, KOŠČO & KOŠUTH 1999), *Coregonus lavaretus* (BASTL & HOLČÍK 1971, HOLČÍK ET AL. 1989), *Coregonus lavaretus maraena* (BARUŠ ET AL., 1995), resp. ako *Coregonus lavaretus lavaretus* (MARTYNIÁK ET AL., 2004). O tomto probléme sa zmieňoval už v druhej polovici minulého storočia aj SWÄRDSON (1956, 1979) a neskôr aj HIMBERG & LEHTONEN (1995). Práve SWÄRDSON popisuje druh *Coregonus lavaretus* a ostané popísané druhy a poddruhy označuje ako mladšie synonymá tohto plastického a adaptabilného druhu. Ako však vidieť, táto nomenklatúra sa neujala a s príchodom analýz DNA (BERNATCHEZ ET AL. 1991) sa táto názvoslovná nejednotnosť ešte prehĺbila. Z tohto dôvodu sme sa rozhodli neporovnávať zistené rastové parametre siha marény zo Štrbského plesa s inými lokalitami, pretože nie je zaručené, že by sme porovnávali to isté.

Aj napriek tomuto statusu, rast siha marény v Štrbskom plese sa javí na základe získaných výsledkov ako slabý, resp. pomalý, hlavne v prvých rokoch života. V porovnaní s HOLČÍKOM ET AL. (1989), ktorý taktiež zaznamenal podobne ako my, 9 vekových skupín, sú ním zistené hodnoty v jednotlivých rokoch vyššie a celkový rast rýchlejší. Bez ohľadu na druhovú príslušnosť, sihy sa vyznačujú pomerne rýchlym rastom, vďaka čomu patria medzi významné hospodársky chované druhy rýb, najmä v zahraničí (Česká Republika, Poľsko, Nemecko).

Otázne preto je, prečo sih maréna v Štrbskom plese rastie tak pomaly? Primárnou príčinou by mohla byť potrava, najmä ak zoberieme do úvahy jej zdroje, klimatické podmienky a potravných konkurentov, predovšetkým ploticu červenookú a ostrieža zelenkastého, ako dominantných zástupcov ichtyofauny Štrbského plesa (HOLČÍK & NAGY 1986, KOŠČO & KOŠUTH 1999, MUŽÍK ET AL. 2004). Sekundárne by za pomalým rastom siha marény, takisto v súvislosti s potravou, mohol

byť vznik populácií, resp. foriem siha s rozdielnou intenzitou rastu, podobne ako to zaznamenal KAHILAINEN ET AL. (2003) vo fínskom jazere Muddusjärvi. A ako terciálne prichádza do úvahy aj príbuzenská plemenitba, a to v súvislosti s efektívnou veľkosťou populácie rodičov. Je síce známe množstvo vysadených rýb do plesa, ale ich veľkosť, tzn. či to bol vreckový alebo odkrmený plôdik, resp. až jednoročná ryba, známa nie je. A práve od toho sa odvíja výška prirodzených strát, ktoré majú zásadný vplyv na efektívnu veľkosť populácie rodičov a jej genetický drift (FLAJŠHANS ET AL. 2009).

Tabuľka 2. Spätne vypočítaná dĺžka tela siha marény (*Coregonus maraena*) v Štrbskom plese

Veková kategória	n	Dĺžka tela v čase ulovenia (mm) l_1	Spätne vypočítané dĺžky tela za jednotlivé roky								
			l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	
VI.	1	360	56	116	206	276	320	343			
VII.	3	Ø	319	40	77	130	184	242	276	299	
		min-max	(305-332)	(28-59)	(64-98)	(105-148)	(179-184)	(232-256)	(267-293)	(289-316)	
VIII.	2	Ø	340	49	87	123	161	210	257	287	329
		min-max	(315-365)	(42-57)	(84-90)	(121-125)	(158-164)	(203-217)	(277-238)	(267-306)	(307-350)
IX.	1	372	43	99	183	221	275	308	329	344	357
Priemer (mm)			45	88	146	196	249	285	300	334	357
Ročný prírastok (mm)			45	43	58	50	53	36	15	34	23
Špecifická rýchlosť rastu (%)			447,7	67,1	50,6	29,5	23,9	13,5	5,1	10,7	6,7

Tabuľka 3. Spätne vypočítaná hmotnosť siha marény (*Coregonus maraena*) v Štrbskom plese

Veková kategória	n	Hmotnosť v čase ulovenia (g) w_1	Spätne vypočítané hmotnosti za jednotlivé roky								
			w_2	w_3	w_4	w_5	w_6	w_7	w_8	w_9	
VI.	1	478	2	21	114	269	415	509			
VII.	3	Ø	413	1	7	31	82	184	270	340	
		min-max	(381-463)	(1-3)	(4-13)	(16-43)	(75-88)	(161-216)	(244-321)	(308-400)	
VIII.	2	Ø	559	2	9	25	55	121	223	304	454
		min-max	(429-689)	(1-3)	(8-10)	(24-26)	(52-58)	(109-133)	(174-272)	(244-364)	(368-540)
IX.	1	649	1	13	80	140	266	371	451	514	573
Priemer (g)			2	10	48	109	211	305	346	474	573
Ročný prírastok (g)			2	8	38	61	102	94	41	128	99
Špecifická rýchlosť rastu (%)			230,3	160,9	156,9	82	66,1	36,8	12,6	31,5	19

ZÁVER

Cieľom práce bolo vyhodnotiť rastové parametre siha marény (*Coregonus maraena*) zo Štrbského plesa, v súčasnosti pravdepodobne jedinej lokalite jeho výskytu. Analyzovaných bolo 7 jedincov patriacich do VI. až IX. vekovej kategórie. Na základe transformovaných regresných rovníc $\log w = -4,740393 + 2,937450 \cdot \log l$ a $\log l = 1,613778 + 0,340431 \cdot \log w$ ($r = 0,8952$, $r^2 = 80,16$ %, $P < 0,01$) boli spätne vypočítané dĺžky tela a hmotnosti v jednotlivých rokoch. Fultonov

koeficient kondície dosiahol za celú populáciu hodnotu 1,2693. Nami zistené rastové parametre siha nezodpovedajú štandardom pre tento druh a do budúcnosti by bolo potrebné realizovať cieľovo orientovaný výskum, ktorý by odhalil príčiny pomalého rastu siha marény v Štrbskom plese.

POĎAKOVANIE

Touto cestou sa chceme veľmi pekne poďakovať Mgr. Danielovi Grulovi, PhD. za pomoc pri vypracovaní tohto článku a Pavlovi Kráľovi za poskytnutie vzoriek. Tento príspevok vznikol vďaka finančnej podpore projektu VEGA 1/0511/15 a VEGA 1/0625/15.

LITERATÚRA

- BALON, E. 1967. Ryby Slovenska. Bratislava: Obzor. 420 s.
- BARUŠ, V. – OLIVA, O. ET AL. 1995. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes 1. Fauna ČR a SR, 28/1. Praha: Academia. 624 s.
- BASTL, I. – HOLČÍK, J. 1971. First find of the whitefish – *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) in the Danube River. Věst. Čs. spol. zool. vol. 35, No. 2, s. 81 – 84.
- BERNATCHEZ, L. – VUORINEN, J. – WARD, R.D. – LUCZYNSKI, M. – REIST, J.D. 1991. Phylogenetic relationships among the subfamily Coregonidae as revealed by mitochondrial DNA restriction analysis. J. Fish. Biol. 39, s. 283 – 290.
- BLOCH, M.E. 1783. Ökonomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands, Berlin, 1. diel, 332 s.
- DYK, V. 1956. Parasitofauna ryb tatranských ples. Československá parazitologie, vol. 3, s. 33 – 42.
- DYK, V. 1958. Ekologické poznatky o rybách Štrbského plesa. Sborník prác o Tatranskom národnom parku, vol. 2, s. 74 – 96.
- FLAJŠHANS, M. – HULÁK, M. – KAŠPAR, V. – RODINA, M. – KOCOUR, M. – GELA, D. 2009. Metodika uchování genetických zdrojů ryb v živé genové bance. Edice metodik č. 91., JČU České Budějovice VURH Vodňany, 36 s.
- HIMBERG, M. – LEHTONEN, H. 1995. Systematics and nomenclature of coregonid fishes, particularly in Northwest Europe. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46, s. 39 – 47.
- HOLČÍK, J. 1998. Ichtyológia. Bratislava: Príroda. 310 s.
- HOLČÍK, J. – HENSEL, K. 1972. Ichtyologická príručka. Bratislava: Obzor. 220 s.
- HOLČÍK, J. – NAGY, Š. 1986. Ichtyofauna Štrbského plesa. 1. druhové zloženie. Zborník TANAP vol. 27, s. 5 – 24.
- HOLČÍK, J. – NAGY, Š. – BASTL, I. 1989. Sív veľký (maréna) – *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) v Štrbskom plese. Chov lososovitých ryb. Vodňany: ČSVTS pri VÚRH a SRŠ, s. 79 – 83.
- KAHILAINEN, K. – LEHTONEN, H. – KÖNÖNEN, K. 2003. Consequence of habitat segregation to growth rate of two sparsely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in a subarctic lake. Ecology of Freshwater Fish. 12, s. 275 – 285.
- KAŠŤÁK, V. – ŽITŇAN, R. 1960. The helminth fauna of fishes in Slovak lakes. Helminthologia, vol. 2, No. 3 – 4, s. 318 – 322.
- KOŠČO J. – KOŠUTH P. 1999. Ichtyofauna Štrbského plesa. In: Poľovníctvo a rybárstvo. 51 (12), s. 30 – 31.
- LEA, E. 1938. A modification of the formula for calculation of the growth of herring. Rapport et Proces-Verbaux des Reunions, Volume 108, No. 1, s. 13 – 22.
- MARTYNIÁK, A. – HLIWA, P. – KOTLOWSKI, J. – WZIATEK, B. – HEESE, T. – SOBOCKI, M. 2004. Some aspects of the biology of the anadromous population of whitefish (*Coregonus lavaretus*

- lavaretus) from the Lebsko Lake (Northern Poland). Arch. Pol. Fish. vol. 12, fasc. 1, s. 51 – 59.
- MUŽÍK, V. – ZONTÁG, M. – KRÁL, P. 2004. Optimalizácia vodného ekosystému Štrbského plesa. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 7 (40), s. 449 – 467.
- ØSTBYE, K. – NÆSJE, T.F. – BERNATCHEZ, L. – SANDLUND, O.T. – HINDAR, K. 2005. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway. J. Evol. Biol. 18, s. 683 – 702.
- SEDLÁR, J. – MAKARA, A. – STRÁŇAI, I. – HOLČÍK, J. – ANEMA, P. 1989. Atlas rýb. Bratislava: Obzor. 373 s.
- SIEBOLD, C.T.E. 1863. Die Süßwaterfische von Mitteleuropa, Leipzig: W. Engelmann. 430 s.
- SVÄRDSON, G. 1956. The Coregonid problem. VI. The Palearctic species and their intergrades. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 37, s. 267 – 356.
- SVÄRDSON, G. 1979. Specification of Scandinavian Coregonus. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 57, s. 1 – 95.
- ŠUSTA, J. 1884. Výživa kapra a jeho družiny rybníční. Praha: náklad spisovatelovým. 254 s.
- THIENEMANN, A. 1922. Weitere Untersuchungen an Coregonen. Arch. Hydrobiol., 13, s. 415 – 471.
- TEJČKA, J. 1934. Rybářský sport. Praha: A. Neubert. 670 s.
- VOLF, F. – HUBÁČEK, J. 1930. Naši síhové (*Coregonus*). Praha: Nakladatelství ministerstva zemědělství republiky Československé. 40 s.
- VON BERTALANFFY, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (Inquires on growth laws II). Human Biol. vol.10, No 2, s. 181 – 213.

ENTOMOLOGICAL RISK INDEX OF LYME DISEASE IN FOREST ECOSYSTEMS OF VOJVODINA (SERBIA)

Aleksandra PETROVIĆ – Ivana IVANOVIĆ – Aleksandar JURIŠIĆ – Dragana RAJKOVIĆ –
Aleksandra POPOVIĆ – Miloš PETROVIĆ¹

ABSTRACT

Hard ticks (Acari: Ixodidae) have important and notorious role as vectors of numerous pathogens transmitted to vertebrate hosts either directly, during the feeding process, or indirectly, by contact with ticks' body fluids and faeces. In Europe, Lyme disease belongs among the most common tick-borne diseases. It is caused by the bacteria of *Borrelia burgdorferi* sensu lato complex. The principal tick vector of spirochaetes is *Ixodes ricinus*. The prevalence of bacteria in questing ticks is the most important indicator for the assessment of Lyme borreliosis risk. In practice, the potential risk infection is usually expressed by the values of entomological risk index. During 2013, ticks were collected from the ground vegetation in five forests in Vojvodina (Serbia): Poplar Institute, Poloj, Titel, Andrevlje and Zmajevac. The total number of collected ticks was 2,255. Six species were identified: *I. ricinus*, *Haemaphysalis punctata*, *H. concinna*, *Dermacentor marginatus*, *D. reticulatus* and *Rhipicephalus bursa*. The presence of infected *I. ricinus* ticks was confirmed at four localities, with the average infection rate of 15%. The average entomological risk index was 0.13.

KEY WORDS

ticks, *Ixodes ricinus*, Lyme disease, forest, Serbia

INTRODUCTION

Hard ticks (Acari: Ixodidae) have important and notorious role as vectors of numerous pathogens transmitted to vertebrate hosts either directly, during the feeding process, or indirectly, by contact with ticks' body fluids and faeces (Balashov, 1968, loc. cit. EVANS, 1992). Lyme disease is a zoonosis caused by the spirochetes of the complex *Borrelia burgdorferi* sensu lato and usually occurs in the natural foci. In Europe, the main vector of these pathogens is *Ixodes ricinus* tick (MOVILA et al., 2012). Lyme borreliosis is a multisystem disease affecting different organs. The most often symptoms in humans are: *erythema migrans*, paralysis of facial muscles, joint and muscle pains, and severe headaches with neck stiffness and heart palpitations (BOJIĆ et al., 2002).

In epizootiological cycle of Lyme borreliosis, a large number of animal species - wild and domestic, small mammals (especially rodents), birds and lizards are involved (GINSBERG and FAULDE, 2008). Humans are usually accidental hosts for ticks and "dead-end" hosts of *B. burgdorferi*. The complex transmission of *B. burgdorferi* impedes the prevention of Lyme borreliosis, which is based on good knowledge of the epidemiology of the disease, the spatial distribution of foci, seasonal aspects and the way of possible human infections. In order to understand the complex mechanisms of *B. burgdorferi* transmissions, the knowledge of the biology of vectors and pathogens, the influence

¹ Department of Environmental and Plant Protection, Faculty of Agriculture, University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia, petra@polj.uns.ac.rs, iviva989@gmail.com, aca@polj.uns.ac.rs, drajkovic@polj.uns.ac.rs, popovica@polj.uns.ac.rs, milos.petrovic@polj.uns.ac.rs

of biotic and abiotic factors on survival, activity and seasonal dynamics of ticks, as well as the presence and distribution of the reservoirs of Lyme disease pathogens is required.

To prevent the Lyme disease in humans and animals, marking all potential natural foci and assessing the potential risk of infection is important. In that way, it is possible to apply adequate control measures in order to reduce the vector populations. The main criteria for assessment of the risk of Lyme disease are population density and seasonal activity of ticks, as well as the rate of *B. burgdorferi* infection in questing ticks (MILUTINOVIĆ et al., 2008). The density of the tick populations depends on complex interactions of various factors, but among them, the most important are the climatic conditions, the availability of hosts for hematophagous nutrition, the structure of vegetation and anthropogenic influence in a specific geographical area. Therefore, the density, but also the activities of ticks are seasonally and spatially highly variable. The highest tick activity in our climate is from March till April and from October till early November, but *I. ricinus* could be active throughout the year, if the winters are mild (DAUTEL et al., 2008). Since the spatial and temporal distribution and tick population densities are influenced by various biotic and abiotic factors, it is difficult to precisely define the potential risk index for diseases transmitted by these arthropods.

To assess the risk of Lyme disease infection, several criteria should be studied: the population density and seasonal activity of ticks, the percentage of infected ticks and human exposure to the habitats of these vectors. In practice, the potential risk of infection is usually expressed by the entomological risk index (ERI), calculated as the number of ticks collected per unit time of sampling and the local *B. burgdorferi* infection rate in ticks (MATHER et al., 1996).

The aim of this research was to assess the potential risk of Lyme borreliosis, infection rates and the frequency of infected ticks in forest ecosystems. The study should verify the presence of ticks infected by the agents responsible for Lyme borreliosis and to assess the areas and seasons with highest and smallest risk of Lyme disease during the year.

MATERIAL AND METHODS

The research was conducted from March to December 2013. The ticks were collected at five localities in Vojvodina (Serbia): Forest of Poplar Research Institute - Kać (N45°17'667" E19°54'019"), Poloj (N45°15'100" E19°28'010"), Titel (N45°13'310" E20°18'560"), Andrevlje (N45°10'268" E19°38'496") and Zmajevac (N45°09'321" E19°46'508"). All localities are a combination of meadow-mixed deciduous forest habitats. Because of its diverse floristic composition and large unfragmented areas, these localities are the natural habitat of various species of reptiles, birds, small and large mammals, the hosts for all developmental stages of ticks. Ticks were sampled in two weeks interval, when the weather conditions were suitable.

Ticks were collected from the vegetation cover during unfeeding phase according to „Flag-hour“ method (MAUPIN et al., 1991), i.e. by dragging the white flannel cloth (1x1,6 m) through the chosen transects in total length of 100 m. Every 20 m both sides of the cloth were carefully examined, and all ticks were collected using tweezers. The ticks were placed in plastic tubes (5 ml) with a small cotton ball soaked into water to prevent desiccation and closed with perforated plastic stopper for sufficient ventilation. The collected specimens were transported to the laboratory and maintained alive at +5°C till examination. Ticks were identified according to ESTRADA PEÑA et al. (2004) and WALKER et al. (2007).

The determination of possible tick infection with *B. burgdorferi* was performed according to KOVALEVSKY et al. (1990), by examination in the dark field microscope. Only nymphal and adult stages were observed. Each tick was examined separately, ventral dissection of abdomen was performed and intestinal contents were suspended in a drop of saline. Microscopic examination was performed with a magnification of 400 to 600 times.

Entomological risk index (ERI) was calculated according to MATHER et al. (1996), as a multiplication of the estimated tick population densities (number of collected ticks per minute) and the prevalence of tick infestation by *B. burgdorferi* at the same locality.

In order to obtain statistical confirmation for the differences in calculated values of prevalence and ERI as dependent variables and localities, season and tick life stages as independent variables, the factorial and one-way ANOVA was applied using *Statistica 12* software (StatSoft, Licenced on University of Novi Sad). Furthermore, in order to test statistical significances, Fisher's LSD test was used.

RESULTS

A total of 2,255 ticks were collected. Six tick species from four genera were identified: *Ixodes ricinus* (Linnaeus 1758), *Haemaphysalis punctata* (Canestrini & Fanzago 1878), *H. concinna* (Koch 1844), *Dermacentor marginatus* (Sulzer 1776), *D. reticulatus* (Fabricius, 1794), *Rhipicephalus bursa* (Canestrini & Fanzago 1877). *I. ricinus* was the most frequent species at three localities: Forest of Poplar Research Institute – Kać, Zmajevac and Poloj. This was generally the most numerous tick species (44.26%).

The applied quantitative and qualitative analyses of collected ticks have emphasized the differences in the number and seasonal distribution of infected ticks at all localities. The presence of ticks infected by the bacteria was confirmed at all localities, and the average rate of infection was 15.36%. The highest rate of infection was recorded at Andrevlje (22.3%). The prevalence of infection ranged from 11.5% at Zmajevac to 22.3% at Andrevlje. The maximum value of ERI was calculated for Andrevlje (0.185) and the lowest for Zmajevac (0.078).

Table 1. The values of prevalence and ERI at sampling localities/sites.

Localities	Number of examined ticks	Number of infected ticks	Prevalence	Ticks/min	ERI
Andrevlje	139	31	0.223	0.83	0.185
Kać	121	22	0.182	0.63	0.115
Zmajevac	130	15	0.115	0.68	0.078
Poloj	202	25	0.124	1.15	0.142
Titel	178	22	0.124	1.00	0.124

The infected adult ticks have been confirmed at all prospected localities, although the infested nymphs were collected at four (all except Titel). The highest prevalences of *B. burgdorferi* infection have been recorded in adult ticks, ranging from 14% in Titel to 65% in Andrevlje. The prevalence of infection in nymphs ranged from 9% (Poloj) to 37% (Andrevlje).

The values of ERI were different depending on localities and season (Table 2). The highest values of ERI have been recorded in the summer, from June to September, when the risk of infection has been calculated for four localities: Andrevlje, Poloj, Kać and Zmajevac. From March to May, ERI have been registered only at two localities (Poloj and Kać), so as during autumn (Poloj and Titel).

Table 2. The values of prevalence and ERI relative to season, locality and tick life stages

Locality	March - May				June - September				October - December			
	Prevalence			ERI	Prevalence			ERI	Prevalence			ERI
	Adults	Nymphs	Total		Adults	Nymphs	Total		Adults	Nymphs	Total	
Andrevlje	0.00	0.00	0.00	0.00	0.65	0.37	0.54	0.46	0.00	0.00	0.00	0.00
Kač	0.00	0.25	0.13	0.08	0.40	0.17	0.27	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
Zmajevac	0.00	0.00	0.00	0.00	0.47	0.12	0.18	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Poloj	0.27	0.00	0.20	0.16	0.15	0.09	0.12	0.18	0.27	0.00	0.27	0.11
Titel	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.10	0.06

The factorial and one-way ANOVA did not confirm any statistical significances (for $p < 0.05$) regarding the interactive effects of paired variables of locality, season and life stages; locality and season; locality and life stages; season and life stages; as well as locality and life stages as the single independent variables on the values of prevalence as a dependent variable. Although, one-way ANOVA proved high statistical significances for season ($p_s = 0.009054$, for $p < 0.01$) as independent variable on the values of prevalence. Fisher's LSD test emphasized high statistical significance between season of June - September comparing to March - May and October - December.

Contrary to expectations, one-way and factorial ANOVA did not show any statistical significance concerning interactive effects of paired or unpaired variables of locality and season (for $p < 0.05$) on the values of ERI as a dependent variable.

DISCUSSION

Numerous studies confirmed the presence of *B. burgdorferi* in Europe and the results suggested variations in the prevalence depending on the type of the habitat, geographic region, altitude and other factors (STÜNZNER et al., 2006; KIRSTEIN et al., 1997). Our results have demonstrated that the prevalence was between 11 and 22% in forest ecosystems in Vojvodina. Earlier studies of the prevalence of *Borrelia* infection have shown similar results in Serbia. In Belgrade, MILUTINOVIĆ et al. (2004) have reported the prevalence of 20 - 30%, while SAVIĆ et al. (2010) have recorded the prevalence of 18.9 - 23.8% in the territory of Vojvodina.

The obtained prevalence values in *I. ricinus* adults ranged from 0.14 (14%) to 0.65 (65%), while the prevalence of infection in nymphs was lower, from 0.09 (9%) to 0.37 (37%), what is in accordance with the results of other authors. In the Czech Republic, HUBÁLEK et al. (2003) confirmed the highest prevalence in males of *I. ricinus* - 26.1%, followed by females 24.9%, but the nymphs have had 16.8% rate of infection. After seven years of monitoring of questing *I. ricinus* ticks, ŽÁKOVSKÁ et al. (2008) found 5.6% of nymphs, 6.9% of females, 10.3% of males and 1.6% of larvae infected by the bacteria of *B. burgdorferi* s. l. complex. Although the prevalence of infection in adult ticks is usually higher than in nymphs, such as in our study, it is believed that the nymphs are responsible for 90% of cases of human infection (BOJRIĆ et al., 2000). The reason for this is the late detection and removal of the nymphal stages of ticks from the skin due to their size, along with the period of their maximum activity that match the activity of people in the countryside.

In our study, the highest ERI (0.18) has been observed at Andrevlje forest, from June to September. High values of ERI have been registered at Poloj forest (0.14), followed by other three localities with the lower values: Titel forest (0.12), Forest of Poplar Institute (0.11) and Zmajevac forest (0.08). The lowest fluctuations in the values of ERI have been observed at Poloj (0.11 - 0.18), where the infected ticks have been collected throughout the year. At the forest of the Poplar Institute the potential risk of infection by *B. burgdorferi* has been recorded during spring and summer and at other three localities over one season of the year: Andrevlje and Zmajevac in the summer and Titel in the autumn.

During the spring and autumn the lower risk of infection has been registered, compared to the summer. According to the five year research period (2006-2010) of JURIŠIĆ (2012), the highest ERI has been detected in the period from June to September, with the values of 0.07 - 0.58. Other studies conducted on the territory of Vojvodina have indicated the ERI of 0.158 (POTKONJAK et al., 2013).

Worldwide, the results related to the association between the risk index and the incidence of Lyme disease are various. According to the results of DANIELS et al. (1998), there is no connection between the ERI and the number of reported cases of the Lyme disease in southern New York State. On the contrary, in Serbia, on the territory of Belgrade, KRSTIĆ and STAJKOVIĆ (2007) have reported statistically significant correlation among patients and density of tick populations, the number of seropositive patients and the percentage of infested ticks, as well as the number of seropositive patients and ERI.

The values of ERI calculated in this way could give an insight of the current or potential relative risk in the certain area. Nevertheless, calculating the total ERI is very complex and should include a period of at least two years, as last the development cycle of ticks, with special emphasis on the appearance and behaviour of *I. ricinus* nymphs and very complex mechanisms of ticks' diapause (JURIŠIĆ, 2012). Bearing in mind the complex behaviour and the biology of the vector of Lyme disease, ERI could be interpreted as the total potential risk of a certain habitat.

The population densities and activity of ticks depend on various factors on which ticks respond with the complex mechanisms of diapause (BELOZEROV et al., 2002). Furthermore, by sampling ticks from nature it is possible to collect only specimens that are in the active phase (in search for a host or mate), but it can not give an insight into the true state of the tick populations in a certain locality. Besides the tick specimens which are in the active phase of host searching at a certain time, the composition of the tick populations should include and individuals that are in the stage of developmental and behavioural diapause, as well as the specimens that are due to the dehydration forced to retreat deeper into the vegetation, at the places where humidity provides the conditions for rehydration. However, bearing in mind that only active tick specimens represent potential risks for humans and animals, it could be concluded that the calculation of the ERI is suitable for the quantitative analyses of the infection risk by *B. burgdorferi*. MATHER et al., (1996) stated that there is a positive correlation between ERI and the number of patients during the year, which means that the risk of Lyme disease in a particular region can be predicted by calculating the ERI. This is why is more than necessary to constantly monitor the density of tick populations as well as the presence of the Lyme disease pathogens, in order to enable appropriate education of residents, and if it is possible, to control the population of vectors of this severe infectious agents.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors acknowledge the financial support of the Ministry of Education and Science, Republic of Serbia, Project Ref. TR31084.

REFERENCES

- BELOZEROV, V. N., FOURIE, L. J., KOK, D. J. 2002. Photoperiodic control of developmental diapause in nymphs of prostriate ixodid ticks (Acari: Ixodidae). *Exp. Appl. Acarol.*, 28:163-168.
- BOJIĆ, I., BEGOVIĆ, V., ĐOKIĆ, M., DIMITRIJEVIĆ, R. 2002. Lajmska bolest. [Lyme disease]. *Acta medica Semendrica*, 18: 49-53.
- DANIELS, T. J. BOCCIA, T. M., VARDE, S., MARCUS, J., LE, J., BUCHER, D. J., FALCO, R. C., SCHWARTZ, I. 1998. Geographic risk for Lyme disease and human granulocyt ehrlichiosis in southern New York state. *Applied and environmental microbiology*, 64(12):4663-4669.
- DAUTEL, H., DIPPEL, C., KAMMER, D., WERKHAUS, A., KAHL, O. 2008. Winter activity of *Ixodes ricinus* in Berlin forest area. *International Journal of Medical Microbiology*, 298:50-54.
- ESTRADA-PENÑA, A., BOUATTOR, A., CAMICAS, J., WALKER, A. 2004. Ticks of domestic animals in the Mediterranean Region. A guide to identification of species. University of Zaragoza, Spain. ISBN: 84-96214-18-4.
- EVANS, G., (1992): PRINCIPLES OF ACAROLGY. Cambridge Univesity press, ISBN 0-85198-822-9.
- GINSBERG, H., FAULDE, M. 2008. *Ticks* [Public health significance of urban pests]. Bonnefoy, X., Kampen, H., Sweeney, K. (eds) World Health Organisation. 303 p.
- HUBÁLEK, Z., HALOUZKA, J., JUŘICOVÁ, Z. 2003. Host-seeking activity of ixodid ticks in relation to weather variables. *Journal of Vector Ecology*, 28(2):159-165.
- JURIŠIĆ, A. (2012): Iksodidni krpelji (Acari: Ixodidae) vektori i rezervoari uzročnika oboljenja kod ljudi i životinja. [Ixodid ticks (Acari: Ixodidae) as vectors and reservoirs of disease agents in humans and animals]. PhD thesis. Novi Sad: University of Novi Sad, Faculty of Agriculture.
- KIRSTEIN, F., RIJPKEMA, S., MOLKENBOER, M., GRAY, J. 1997. Local Variations in the Distribution and Prevalence of *Borrelia burgdorferi* Senu Lato Genomospecies in *Ixodes ricinus* Ticks. *Applied And Environmental Microbiology*, 3:1102-1106.
- KOVALEVSKY, V., KORENBERG, E. L., DAUJOTAS, S. V. 1990. Ocenka različnih sposobov prigratovljenija vitalnih preparatov dija vyjavenia *Borrelia* u iksodidovyh klešči. *Med Parazitol*, 1, 33-5.
- KRSTIĆ, M., STAJKOVIĆ N. 2007. Rizik od infekcije uzročnikom Lajmske bolesti kod radnika koji održavaju zelene površine u Beogradu. *Vojnomedicinski pregled*; 5:313-318.
- MATHER, T. N., NICHOLSON, M. C., DONNELLY, E. F., MATYAS, B. T. 1996. Entomologic index for human risk of Lyme disease. *Am. J. Epidemiol.*, 144:1066-1069.
- MAUPIN, G. O., FISH, D., ZULTOWSKY, J., CAMPOS, E. G., PIESMAN, J. 1991. Landscape Ecology of Lyme Disease in Rosidental Area of Westchester Country. New York. *Am J Epidemiol.*, 133(11):1105-1113.
- MILUTINOVIĆ, M., RADULOVIĆ, Ž., JOVIČEVIĆ, V., OREŠČANIN, Z. 2004. Population dynamics and *Borrelia burgdorferi* infection rate of *Ixodes ricinus* ticks in the Belgrade area. *Acta Veterinaria.*, 54(2-3):219-225.
- MILUTINOVIĆ, M., MASUZAWA, T., TOMANOVIĆ, S., RADULOVIĆ, Ž., FUKUI, T., OKAMOTO, Y. 2008. *Borrelia burgdorferi* sensu lato, *Anaplasma phagocytophyllum*, *Francusella tularensis* and their co-infections in host-seeking *Ixodes ricinus* ticks collected in Serbia. *Exp. Appl. Acarol.*, 45:171-183.
- MOVILA, A., TODERAS, I., DUBININA, H., USPENSKAIA I., ALEKSEEV A. 2012. *Zoonotic Peculiarities of Borrelia burgdorferi s.l.: Vectors Competence and Vertebrate Host Specificity*, [Lyme Disease]. Ali Karami (Ed.), ISBN:978-953-51-0057-7, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/lyme-disease/zoonotic-peculiarities-of-borrelia-burgdorferi-s-l-vectorscompetence-and-vertebrate-host-specificit>

-
- POTKONJAK, A., JURIŠIĆ, A., PETROVIĆ, A., NIĆIN, S., RAJKOVIĆ, D., LAKO, B., OBRENOVIĆ, S. (2013): Entomological and ecological index for risk of infection causing Lyme disease in territory of Vojvodina, Serbia.. Veterinarski glasnik, 67(1-2): 3-13.
- SAVIĆ, S., VIDIĆ, B., LAZIĆ, S., LAKO, B., POTKONJAK, A., LEPSANOVIĆ, Z. 2010. *Borrelia burgdorferi* in ticks and dogs in the province of Vojvodina, Serbia. Parasite, 17: 357-361.
- STÜNZNER, D., HUBÁLEK, Z., HALOUZKA, J., WENDELIN, I., SIXL, W., MARTH, E. 2006. Prevalence of *Borrelia burgdorferi sensu lato* in the tick *Ixodes ricinus* in the Styrian mountains of Austria. Wiener Klinische Wochenschrift, The Middle European Journal of Medicine, 118/21–22:682–685.
- WALKER, A. R., BOUATTOUT, A., CAMICAS, J. L. ESTRADA-PENÑA, A., HORAK, I. G., LATIF, A. A., PEGRAM, R. G., PRESTON, P. M. 2007. Ticks of Domestic Animals in Africa: a Guide to Identification of Species. Bioscience reports, Edinburgh.
- ŽÁKOVSKÁ, A., VOSTAL, K., MARTINÍKOVÁ H. 2008. A longitudinal study of the prevalence of *borreliae* in ticks in the urban locality of Brno - Pisárky, Czech Republic. Journal of Vector Ecology, 33(2):385-388.

COMPARISONS OF SELECTED BIOCHEMICAL PARAMETERS IN MOUFLONS FEMALE

Terézia POŠIVÁKOVÁ¹ – Janka PORÁČOVÁ² – Jozef ŠVAJLENKA³ – Igor SOPOLIGA⁴

ABSTRACT

The goal of research was investigated biochemical parameters of mouflons. The experimental group consisted of females ($n = 15$), they were in the approximate age with average live weight of 34.5 kg. All experimental animals were clinically healthy. Their food chain was formed from traditional feed intake characteristic for this type of game. The obtained results were statistically analysed by statistical methods Mann-Whitney's U test for comparisons of biochemical parameters between females depending on the year. Results of statistical testing of experimental group of female mouflons in 2014 and 2015 confirmed significant differences between AST ($P=0.0081$), LDL ($P=0.0462$), TRIGL ($P=0.031$).

KEY WORDS

Mouflon, blood, environment, female.

INTRODUCTION

Mouflons are primarily native from Mediterranean region. Since 1730 the first mouflons were carried in to Europe from Sardinia and Corsica islands (APPOLONIO et al 2010; CIBEREJ et al 2013). On the sustenance are these animals less demanding than other wild living animals. They are more demanding on the climatic conditions (HEROLDVÁ et al 2007; BRTEK 2010). They are modest, because feeds on only with herbs, campestral herbs, campestral fruits, leafs and in winter season to mouflons suffices only dry grass and hay (LOSOS et al. 1985; CIBEREJ et al 1992; STANOVÁ et al 2002). They are hardy towards frost but unfavourably suffer high snow (HELL et al 2008; OPHAVEN 2011). Biochemical parameters observation are using as an aid in clinical diagnostics (PIEGERT et al 2000). The biochemical parameters are used for utilization on the metabolic status valuation in animals (SAKÁLOVÁ, et al 2011). Causes of biochemical variability that cause differences at selected individuals may be clear or very slightly and they are given genetics, environment of individuals (HAWKEY 1984; MARCO et al 2011). This work focuses on the selected biochemical parameters in mouflons during two years. Our assumption was to found the significant differences in the activity values of selected biochemical parameters, which was statistically validated in some selected biochemical parameters.

¹ Department of Ecology, Prešov University in Prešov, 17 November Street 1,081 16, Prešov, Slovak Republic; tereziap@centrum.sk

² Department of Biology, Prešov University in Prešov, 17 November Street 1,081 16, Prešov, Slovak Republic; janka.poracova@unipo.sk

³ Department of Construction Technology and Management, Technical University in Košice, Vysokoškolská 4 Street, 042 00 Košice, Slovak Republic

⁴ Special Facility for breeding and game diseases and birds, fish and bees in Rozhanovce, Slovak Republic

MATERIAL AND METHODS

The mouflon used in the research came from a game reserve in the eastern part of Slovak Republic. Water intake was unrestricted from natural water sources, there were fed hay during the winter time. The animals showed no signs of disease. Blood was taken from the *jugular vein* by veterinary doctor. The experimental group consisted of females ($n = 15$), they were in the approximate age with average live weight of 34.5 kg. Samples were collected in spring using by blood collection tubes and heparin tubes (BD Diagnostics, USA) and immediately centrifuged. From biochemical parameters were analyzed ALP, ALT, AST, LDH, CHOL, HDL, LDL and TRIGL. Biochemical indicators were measured using the automatic analyzer COBAS INTEGRA® 400 plus (Schweiz) with flexible system for consolidating of routine examinations (ROSCHKE SLOVAKIA 2015). The obtained results were statistically analysed by statistical methods Mann-Whitney's U test for comparisons of biochemical parameters between females depending on the year.

RESULTS AND DISCUSSION

For comparison of various biochemical parameters of females in 2014 a 2015 we used Mann-Whitney's U test with a significant level ($P < 0.05$). Significant differences were found of ALP ($P = 0.3165$), ALT ($P = 0.2535$) and LDH ($P = 0.3391$) in compared years 2014 a 2015. Comparing the values of AST in 2014 and 2015, there were found significant differences ($P = 0.0081$). The average value in 2014 ($1.075 \pm 0.268 \mu\text{kat/L}$) was higher than the average value of AST in 2015 ($0.805 \pm 0.264 \mu\text{kat/L}$). There were not found significant differences of CHOL ($P = 0.4752$) and HDL ($P = 0.4752$) in compared years 2014 a 2015. The measured values of LDL in 2014 were found significant differences between ($P = 0.0462$) with values of LDL in 2015. The average value of LDL in 2014 ($0.155 \pm 0.082 \text{ mmol/L}$) was higher than the average of LDL in 2015 ($0.115 \pm 0.073 \text{ mmol/L}$). Significant differences of TRIGL were also observed ($P = 0.031$) in compared years 2014 and 2015. The average value of TRIGL in 2014 ($0.341 \pm 0.190 \text{ mmol/L}$) was higher than the average value TRIGL in 2015 ($0.219 \pm 0.122 \text{ mmol/L}$). Analysis of wild animal biochemical parameters dealt with authors (PEINADO et al 1999). Their findings confirmed a lower value of TRIG 0.83 mmol/L compared to our measured value of TRIGL 0.162 mmol/L. Measured value of AST 1.716 $\mu\text{kat/L}$ by us was higher compared to our measured value AST 1.710 $\mu\text{kat/L}$. Authors (MOSTHANGI et al 2005) dealt with analysis of haematological and biochemical parameters in wild mouflons reared in Iran. Measured value of CHOL 0.98 mmol/L opposite by us measured value of CHOL 0.610 mmol/L. Results differences in advanced named authors possibly accredit to the differences geographic locality and variant age structure of experimental group of animals. Our results which were monitored during two years can be ascribing to the several factors which influenced the biochemical status in mouflons.

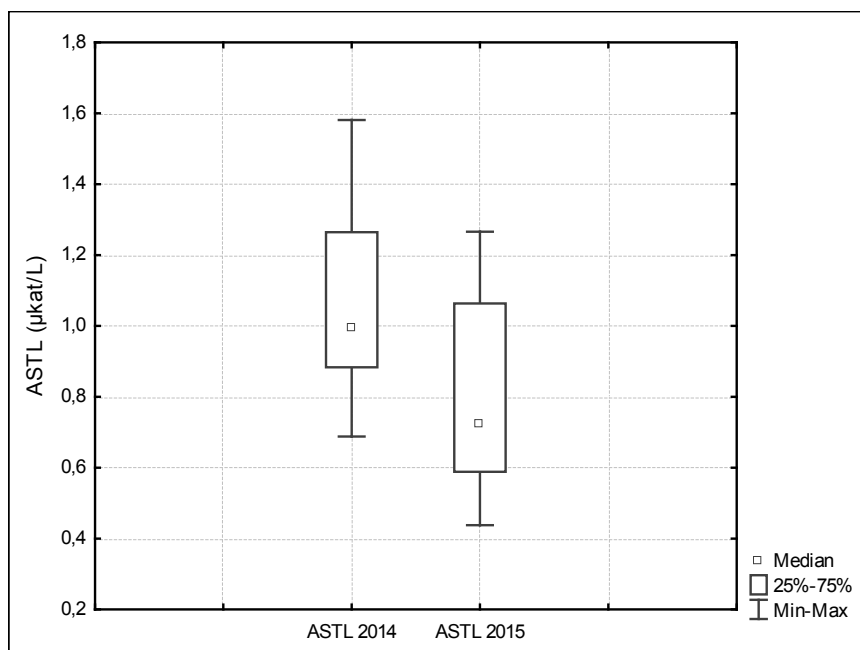


Figure 1. Value of AST – female 2014, 2015

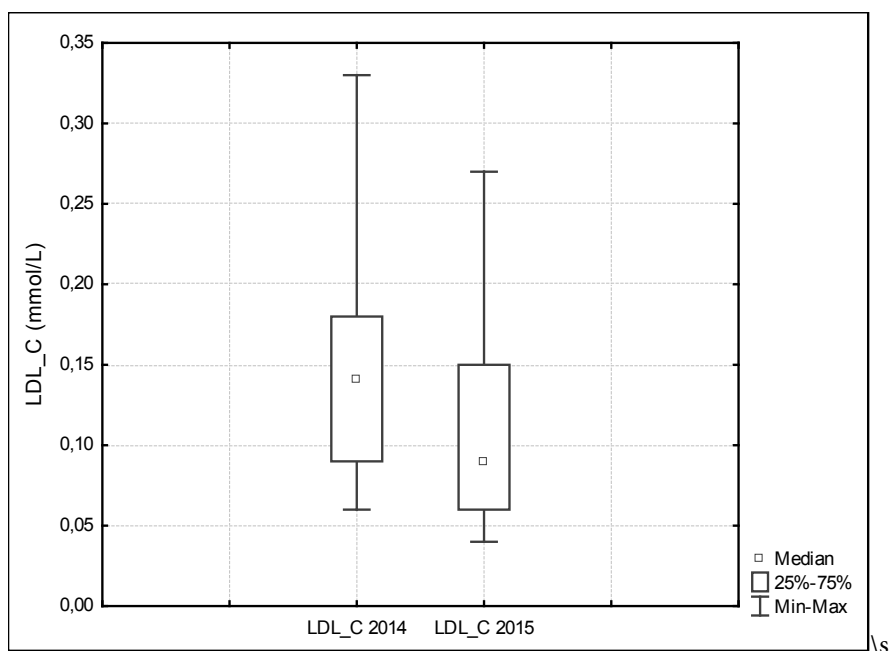


Figure 2. Value of LDL – female 2014, 2015

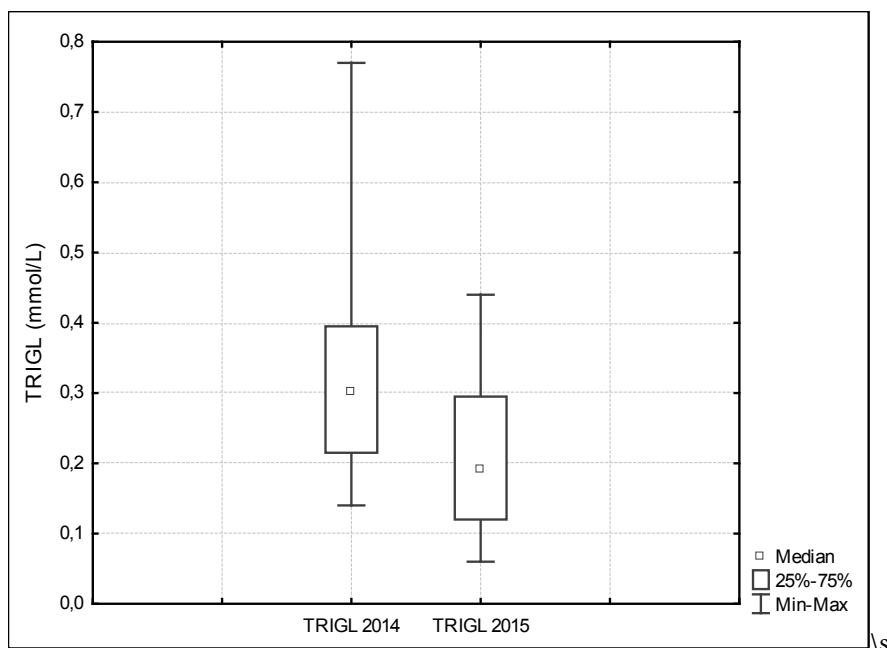


Figure 3. Value TRIGL – female 2014, 2015

CONCLUSION

Dynamics of observed selected biochemical parameters indicates their importance when maintaining homeostasis in animals during observed years. Results of statistical testing of experimental group of female mouflons in 2014 and 2015 confirmed significant differences between AST ($P=0.0081$), LDL ($P=0.0462$), TRIGL ($P=0.031$). In our research we investigated the biochemical status of mouflons as the current ecophysiology status in this type of animals. To our knowledge, this is the first report that compares biochemical parameters in Central European mouflons in our geographical location.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported from the grants OPVaV: ITMS 26220120041, OPV -2012/ 1.2/05-SORO, ITMS 26 11 02 30 100.

LITERATURE

- APPOLONIO, M. – ANDERSEN, R. – PUTMAN, R., 2010. European Ungulates and their Management in the 21st Century, Cambridge University Press, 308 p. ISBN: 978-0-521-76061-4.
- BRTEK, L., 2010. Poľovná zver I. cicavce. Bratislava: PaPRESS. 112 p. ISBN: 978-80-891-9513-8.
- CIBEREJ, J. - LAZAR, P. - HALÁSZ, J., 1992. Chov a choroby zveri. Košice: Magnus. 222 p. ISBN: 987-80-855-6902-5.
- CIBEREJ, J. 2013. Poľovnícka zoológia a biológia 2. vydanie. Zvolen: Technická Univerzita. 103 p. ISBN: 978-80-228-2559-7.
- HAWKEY, M.C. – HART, M.G. -FITZGERLAND, A.K., 1984. Haematological values in mouflon (*Ovis musimon*): influence of age, sex, season and vitamin E status. In: Res. Vet. Sci. vol. 36, I. 1, ISSN: 0034-5288.

- HELL, P. - SLAMEČKA, J. - GAŠPARÍK, J., 2008. Danielia a muflonia zver na Slovensku. Bratislava: PaPRESS s.r.o. 160 p. ISBN: 978-80-89195-12.
- HEROLDOVÁ, M. – HOMOLKA, M.- KAMLER, J.- KOUBEK, P.- FOREJTEK, P., 2007: Foraging Strategy of Mouflon During the Hunting Season as Related to Food Supply. Roč. 76: p. 195-202, ISSN: 0001-7213.
- LOSOS, B. - GULIČKA, J.- LELLÁK, J.- PELIKÁN, J. 1985. Ekologie živočichů. Česká republika Praha: SNP. 316 p. ISBN: 80210005181.
- MARCO, I. - VIÑAS, L. - VELARDE, R., 2011. Effects of capture and transport on blood paramaters in free-ranging mouflon. J.Z. Wild.Med.,28(4):428-433 p.
- MOSTHANGI, K. – BADIOI, K. – EMADI, M., 2005. Haematology and serum biochemistry of captive wild sheep in Iran. Journal Comp Clin Path. Roč. 13 p. 58-161.
- PEINADO, V. - CELDRÁN, I. J.- PALOMEQUEL, F., 1999: Blood biochemistry values in some wild ruminants in captivity. Comparative haematology international Roč. 9s. 175-181.
- OPHAVEN, E., 2011. Poľovná zver. Bratislava: Slovart.168 p. ISBN: 978-80-5560-1113.
- PIEGERT, H. - ULOTH, W., 2000. Der Europäische Mufflon. Edition Naturlife, DSV-Verlag Hamburg, 258 p.
- SAKÁLOVÁ, A. – BÁTOROVÁ, A. – MISTRÍK, M. 2001. Klinická hematológia Bratislava: Osveta. 2001, 312 p. ISBN: 97880-8063-3240
- STANOVÁ, V. VALACHOVIČ, M. 2002. Katalóg biotopov Slovenska. Bratislava: Daphne, 225 p. ISBN: 80-89133-00-2.
- ROSCHÉ SLOVAKIA, 2015. Cobas integra® 400 plus [online] [cit. 2015-04-24]. http://www.roche.sk/home/diagnostics2/oddelenia/centralizovana/klinicka_chemia/cobas_integra_400_plus_.html

FENOLÓGICKÉ FÁZY DRUHOV S VÝSKYTOM NA RÚBANISKÁCH V BÁBSKOM LESE

PHENOLOGICAL PHASES OF SPECIES WITH OCCURRENCE ON THE CLEARCUT IN THE BÁB FOREST

IVANA PILKOVÁ¹

ABSTRACT

The presented contribution summarizes the results of a phenological research which was realized in the Báb forest during two years, namely in 2012 and 2013. During the vegetative period, vegetative and generative phenophases of clearcut species were monitored. A change in the onset, interphase duration and ending of the monitored phenophases between the years 2012 and 2013 was observed. On the basis of the shown results it is obvious that the occurrence of clearcut and synanthropic species in the Báb forest is influenced mostly by anthropic activity. On one hand, it is the creation of the clearcuts in November 2006. On the other hand, it is the proximity of anthropically disrupted biotopes (field, the PA Báb forest, the residential zone Alexander's yard).

KEY WORDS

Báb forest, clearcut, phenology, blooming

Úvod

Fragmenty lesov v odlesnenej krajine, intenzívne využívané poľnohospodármi, sú vystavené vplyvom ľudských aktivít. Tvoria viac-menej prirodzené porasty obklopené narušenými, intenzívne obhospodarovanými plochami a biotopmi s prevahou synantropných druhov. Nielen rušivý vplyv človeka a dlhodobá izolácia od prirodzených spoločenstiev výrazne ovplyvňujú ich biodiverzitu, ale sú vystavené aj prísunu diaspór nepôvodných druhov z priliehajúcich synantropných spoločenstiev (ELIÁŠ, 2010a).

Táto skutočnosť sa dotýka aj Bábskeho lesa, ktorý predstavuje zvyšok (66,38 ha) pôvodných lesných komplexov, ktoré boli v procese rozvoja poľnohospodárstva v Podunajskej nížine postupne premenené na polia (ELIÁŠ, 2010a). Územie reprezentuje model pôvodnej vegetácie v tomto priestore (JURKO, 1970). Podľa BISKUPSKÉHO (1970) ide o „reliktný les“. Predstavuje klimaxové štádium sukcesie lesa na sprašiach. Lesné spoločenstvo je zaradené do zväzu *Carpinion betuli* (Mayer 1937) a asociácie *Primulae veris-Carpinetum* (Neuhäusl & Neuhäuslová – Novotná 1964).

V novembri 2006 sa uskutočnil v Bábskom lese jednorazový pásový a clonový výrub a vytvoril sa tak nový typ stanovišta - rúbanisko (ELIÁŠ, 2010b).

Výskum, prezentovaný v tejto práci, sme realizovali na týchto rúbaniskách a príspevok zhodnocuje vegetatívne a generatívne fenofázy rúbaniskových a synantropných druhov. Čiastkovým cieľom je hodnotenie a porovnanie nástupu, trvania a ukončenia vegetatívnych a generatívnych fenofáz daných druhov počas sledovaných rokov 2012 a 2013 vo vzťahu k teplote.

¹ Katedra ekológie a environmentalistiky, FPV UKF Nitra, Trieda A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, E-mail: ivana.pilkova@gmail.com

MATERIÁL A METÓDY

V študovanom území Bábskeho lesa, ktoré administratívne patrí do katastra obce Veľký Báb, okresu Nitra a do Nitrianskeho samosprávneho kraja a leží na Nitrianskej sprašovej pahorkatine, 19 km západne od Nitry a 15 km východne od Serede bolo vymieraných a označených 32 trvalých výskumných plôch (TVP) veľkosti 20 x 20 m (Obr. 1).

Územie je vymedzené súradnicami 48°10'00'' a 48°11'30'' s.z.š. a 17°53'00'' a 17°54'20'' v.z.d.a leží v nadmorskej výške 160-210 m (BISKUPSKÝ, 1970).

Fenologický výskum sme realizovali na 6 TVP. Fenologické pozorovania sme robili na 1 m širokých transektoch smerom do vnútra po obvoде TVP, čiže na každej ploche je študovaná plocha 76 m².

Zo šiestich študovaných TVP sa tri nachádzajú v lesnom poraste a tri na rúbaniskách. TVP č. 2 sa nachádza na 1. rúbanisku, ktoré je najbližšie k poľu, TVP č. 6 na 2. rúbanisku a TVP č. 9 na 3. rúbanisku, ktoré je najďalej od poľa. Lesná TVP č. 24 sa nachádza v Národnej prírodnej rezervácii Bábsky les. TVP č. 35 sa nachádza v časti lesa, kde sa realizoval v novembri 2006 clonový výrub. Posledná lesná TVP č. 39 sa nachádza v neťaženej časti lesných porastov.



Obrázok 1. Zaujímavé územie Bábsky les s vyznačenými trvalými plochami a s plochami pre fenologický výskum (označené šedou farbou) (Zdroj: ÚKE SAV, pob. Nitra)

Figure 1. The area of interest in the Báb forest with marked permanent plots and plots for the phenological research (marked with grey colour) (Source: ILE SAS, branch Nitra)

Terénny výskum v roku 2012 sme realizovali každých 7 až 11 dní od 11. marca do 10. decembra. V roku 2013 sme výskum realizovali od 18. februára do 11. decembra. Pri terénnom výskume druhov rúbanísk boli zaznamenávané nasledujúce vegetatívne (VF) a generatívne fenofázy (GF) podľa publikácie MORAVEC a kol. (1994): VF - neúplne rozvinuté listy NRL, úplne rozvinuté listy URL, žltnutie ŽL, usychanie UL, odumreté listy a výhonky OLV, GF – generatívna tvorba púčikov GTP, kvetné púčiky zavreté KPZ, kvetné púčiky naliat, ale zatvorené KPN, roztváranie kvetných púčikov RKP, rozvíjajúce sa kvety RK, plne rozvinuté kvety PRK, odkvitnutie O, rastliny úplne odkvitnuté UO, nasadzovanie plodov NSP, nezrelé plody NP, zrelé plody ZP, vysemenené plody

VP. Pod fázu úplne rozložené listy URL sme taktiež zahrnuli plne vyvinuté rastliny. Pod fázy žltnutie, zožltnuté listy (ŽL), usychanie (U) sme zahrňovali nielen zožltnuté či uschnuté listy, ale aj zožltnuté alebo uschnuté výhonky, generatívne orgány jednotlivých taxónov.

Pri fenologickom hodnotení sme použili charakteristiky počasia, hlavne priemerná denná teplota v rokoch 2012 a 2013. Charakteristiky počasia poskytol Slovenský hydrometeorologický ústav (SHMÚ). Teplotná náročnosť pre nástup jednotlivých fenologických fáz u sledovaných taxónov bola vyjadrená sumou efektívnych teplôt vzduchu. Vypočítali sme teplotné sumy (TS) z priemerných denných teplôt vzduchu vyšších ako 0°C (TS0), 5°C (TS5), 10°C (TS10), 15°C (TS15). Táto hodnota teplôt bola stanovená k termínu na začiatku kalendárneho roka. Názvoslovie zistených taxónov je jednotne upravené podľa MARHOLDA a HINDÁKA (1998).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Časový priebeh periodicky sa opakujúcich životných prejavov rastlín, tzv. vegetatívnych a generatívnych fenologických fáz, v závislosti od komplexu podmienok vonkajšieho prostredia, skúma vedný odbor fenológia (KOLEKTÍV AUTOROV, 1993). Fenológia ako veda nie je však obmedzená len na opisné datovanie javov, ale pokúša sa aj o objasnenia vplyvov, ktoré tieto javy spôsobujú (LARCHER, 1988). Rastliny citlivo reagujú na okolité podmienky a pôsobenie mnohých biotických a abiotických faktorov (KURPELOVÁ, 1972).

Tab. 1 a Obr. 2 zobrazujú priemerné termíny fenologických fáz šiestich druhov, ktoré majú optimum svojho rastu na rúbaniskách v jarnom období. Počas oboch rokov 2012 a 2013 sme zaznamenali druhy *Ajuga reptans*, *Ajuga genevensis*, *Tithymalus cyparissias*, *Galium aparine*, *Stellaria media*, *Fragaria viridis*.

Dané taxóny sa vyskytovali vo vyššej pokryvnosti a to od 4. do 7. stupňa. Vegetatívne fázy neúplne a úplne rozložené listy boli zaznamenané v roku 2012 u *Stellaria media* a *Fragaria viridis* už od 2. marcového týždňa. V roku 2013 nastal výrazný posun, čo bolo spôsobené tým, že taxóny obnovili svoj rast počas vlhkejšej jeseni. Rast v roku 2012 a jarný rast v roku 2013 (koniec marca – *Stellaria media*, začiatok mája – *Fragaria viridis*) ovplyvňovala jednak teplota, ale potom tiež stanovište, kde jedince rástli. V roku 2012 byliny začali rásť chránené okolitou vegetáciou, pričom v roku 2013 to bolo na otvorenejšom mieste a až po marcových mrazoch. Teplotné sumy boli veľmi rozdielne. TS0 vykazovala v roku 2012 hodnotu 51 a v roku 2013 to bola suma až 76. TS5 vykazovala v roku 2013 hodnotu 69 °C a v roku 2012 to bolo až 318 °C. Ostatné sumy vykazovali nulovú hodnotu.

Pri ostatných taxónoch do značnej miery na rast a vývoj nadzemných častí vplývalo stanovište, kde rástli. Pokiaľ druhy rástli na miestach, ktoré boli chránené okolitou vegetáciou (krovinami, stromami, nadzemnými časťami prezimujúcich bylín, prípadne odumretými výhonkami rúbaniskových druhov) ich rast bol v roku 2013 zaznamenaný skôr (*Ajuga genevensis*, *Ajuga reptans*, *Galium aparine*). V prípade *Tithymalus cyparissias* bol rast zaznamenaný v roku 2013 neskôr, a to z dôvodu, že druh rástol na otvorenejšom stanovišti ako v roku 2012. Zmrznutie časti daných taxónov bolo taktiež pozorované na nechránených miestach. Konštatujeme, že veľký vplyv na rast všetkých daných taxónov mali jednak stanovište, ale aj teplota. Rast začínal v oboch rokoch pri teplote nad 5 °C.

Tabuľka 1. Vegetatívne fenologické fázy jarných druhov rúbanísk

Table 1. The vegetative phenophases of spring clearcut species

VF a GF	<i>Ajuga genevensis</i>				<i>Tithymalus cyparissias</i>			<i>Galium aparine</i>			
	NRL	URL	ŽL	U	URL	ŽL	U	NRL	URL	ŽL	U
2012	114	114	154	154	101	220	248	117	117	198	212
2013	113	127	156	-	140	-	211	85	92	102	211
Rozdiel	-1	+13	+2	-	+39	-	-37	-32	-25	-96	-1

VF a GF	<i>Ajuga reptans</i>				<i>Fragaria viridis</i>			<i>Stellaria media</i>		
	NRL	URL	ŽL	U	URL	ŽL	U	URL	ŽL	U
2012	109	109	192	195	71	255	260	71	185	185
2013	81	88	139	153	166	-	209	152	179	197
Rozdiel	-28	-21	-53	-42	+95	-	-51	+81	-6	+12

Vysvetlivky: NRL- neúplne rozložené listy, URL- úplne rozložené listy, ŽL- žltnutie listov, U-usychanie

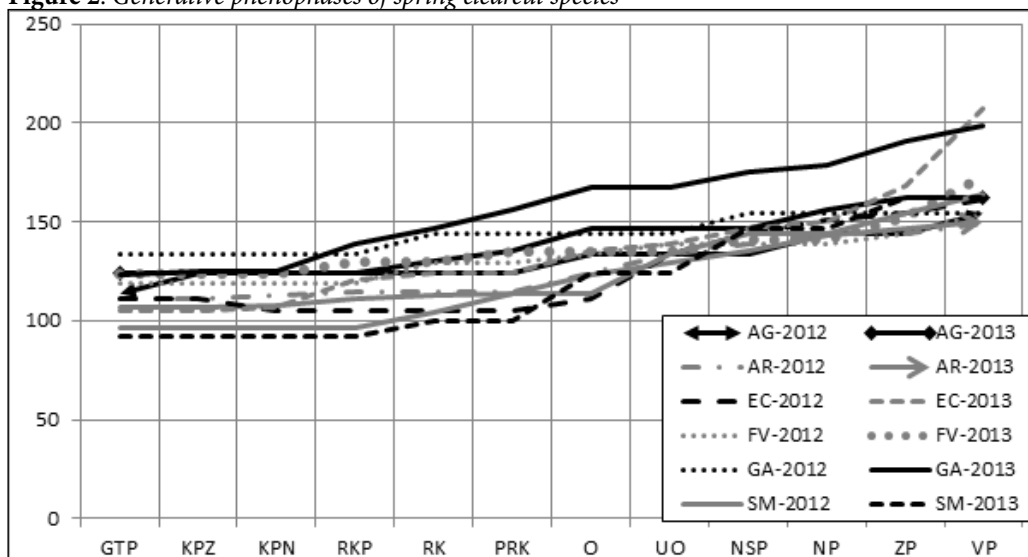
Čísla a rozdiel sú zobrazené v dňoch od začiatku kalendárneho roka

Na nástup a trvanie prvých generatívnych fáz mála vplyv skutočnosť, že generatívne fázy sa vyvinuli za približne rovnaký čas, ale v inom období. Pokiaľ sa skôr vyvinuli vegetatívne orgány určitého druhu, tak došlo skôr aj k vývinu generatívnych orgánov. Fenofázy ako odkvitanie až zrelé plody boli takmer v rovnakom období. Dôvodom je rovnaká teplota a to do 20 °C. Vplyv teploty potvrdzuje aj teplotná suma TS15, ktorá vykazuje hodnotu 520. Teplotné sumy TS5 a TS10 dosahujú veľmi rozdielne hodnoty. Fázu vysemenené plody sme pozorovali v rôznom období. Veľmi dôležité je pri diseminácii to, kde druh rastie. Pokiaľ taxón rastie na stanovišti chránenom pred dopadajúcim dažďom, pohybovom alebo požerom zverou, tak sa zrelé plody dlhšie udržia na rastline.

Posledné vegetatívne fázy (ŽL, U) sa v roku 2012 objavujú od začiatku mesiaca jún (*Ajuga genevensis*). V roku 2013 sa už tieto fenofázy vyskytujú od 3. májového týždňa v prípade *Ajuga reptans*. V rámci druhov bolo pozorované žltnutie, usychanie, príp. uhynutie po vysokých teplotách a nižšom zrážkovom úhrne (najmä máj, jún 2012, jún 2013) a to pri druhoch, ktoré boli vystavené priamo slnku. Časť taxónov, ktoré boli chránené pred priamym slnkom pretrvali do prvého mrazu a snehu.

Obrázok 2. Generatívne fenologické fázy jarných druhov rúbanísk

Figure 2. Generative phenophases of spring clearcut species



Vysvetlivky: GTP- generatívna tvorba púčikov, KPZ- kvetné púčiky zavreté, KPN- kvetné púčiky naliatie, ale zatvorené, RKP- roztváranie kvetných púčikov, RK- rozvíjajúce sa kvety, PRK- plne rozvinuté kvety, O- odkvitanie, UO- rastliny úplne odkvitnuté, NSP- nasadzovanie plodov, NP- nezrelé plody, ZP- zrelé plody, VY- vysemenené plody.

V roku 2012 medzi najdlhšie pretrvávajúci druh patril *Tithymalus cyparissias*, ktorý v danom roku 2012 pretrval 29 týždňov. V roku 2013 boli najdlhšie zdokumentované taxóny *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria viridis* (DVO - 40 týždňov). Taktiež aj taxón *Ajuga reptans* pretrval až 38 týždňov, čo potvrdzuje práca KUBÍČEK, BRECHTL (1970) (Tab. 2).

Tabuľka 2. Dĺžka vegetatívnych a generatívnych fáz jarných druhov rúbanísk

Table 2. The length of vegetative and generative phenophases of spring clearcut species

	2012		2013			2012		2013	
	DVF	DGF	DVF	DGF		DVF	DGF	DVF	DGF
<i>Ajuga genevensis</i>	5	5	11	8	<i>Fragaria viridis</i>	30	8	40	12
<i>Ajuga reptans</i>	20	5	38	9	<i>Galium aparine</i>	19	7	38	33
<i>Tithymalus cyparissias</i>	29	26	40	18	<i>Stellaria media</i>	16	10	38	16

Vysvetlivky: DVF - dĺžka vegetatívnych fáz v týždňoch, DGF - dĺžka generatívnych fáz v týždňoch

Tab. 3 a Obr. 3 zobrazujú fenofázy synantropných druhov, ktoré dosiahli vysokú pokrývnosť. Fenofáza úplne rozložené listy sa objavuje u väčšiny taxónov skôr v roku 2012. Dôvodom posunu fenofázy je skutočnosť, že teplota sa pohybovala do 10 °C počas oboch rokov, tzn. že fáza bola pri rovnakej teplote, ale v inom období. Teplotná suma TS5 pre nástup danej fázy sa pohybuje okolo 130. TS10 a TS15 dosahovali nízke, príp. nulové hodnoty.

Tabuľka 3. Vegetatívne fenologické fázy letných druhov rúbanísk

Table 3. The vegetative phenophases of summer clearcut species

<i>Arctium lappa</i>					<i>Cirsium arvense</i>				<i>Inula conyzae</i>			
VF a GF	URL	ŽL	U	OLV	URL	ŽL	U	OLV	URL	ŽL	U	OLV
2012	96	208	225	279	96	215	215	312	99	265	265	299
2013	111	203	219	270	102	227	223	286	113	-	255	288
Rozdiel	+15	-5	-6	-9	+6	+12	+8	-26	+14	-	-10	-11

<i>Carduus acanthoides</i>					<i>Urtica dioica</i>				
VF a GF	URL	ŽL	U	OLV	URL	ŽL	U	OLV	
2012	96	225	235	265	110	-	306	336	
2013	102	-	215	305	97	-	274	305	
Rozdiel	+6	-	-20	+40	-13	-	-32	-31	

Vysvetlivky: NRL- neúplne rozložené listy, URL- úplne rozložené listy, ŽL- žltnutie listov, U-usychanie

Čísla a rozdiel sú zobrazené v dňoch od začiatku kalendárneho roka

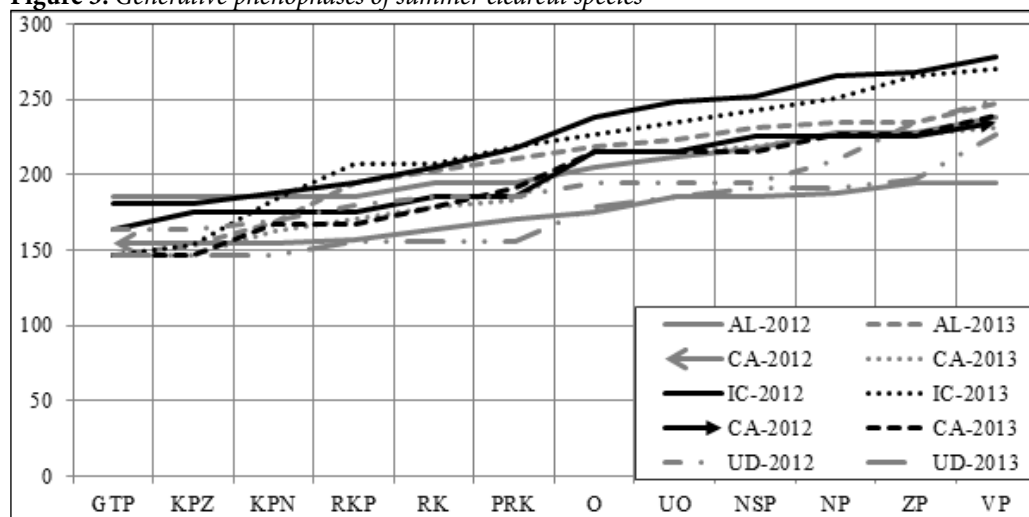
Prvé generatívne fázy sa v roku 2012 vyskytovali od júna, príp. júla. V roku 2013 sa dané fenofázy objavujú u väčšiny taxónov už od 4. májového týždňa. Domnievame sa, že dôvodom posunu prvých generatívnych fáz na skoršie obdobie v roku 2013 bola skutočnosť, že v tomto období spadlo dostatok zrážok. Pričom v roku 2012 bolo v máji zaznamenaných minimum zrážok. Väčšie množstvo zrážok spadlo až v júni a júli, čo mohlo spôsobiť začatie rastu druhov v tomto roku.

Kvitnutie sa počas oboch rokov vyskytovalo od začiatku júna do začiatku augusta. Odkvitanie od 3. júnového týždňa v prípade *Cirsium arvense*. Posledné fenofázy sa počas oboch rokov vyskytovali u *Cirsium arvense* a *Urtica dioica* od 1. júlového týždňa a u druhu *Inula conyzae* od 1. októbrového týždňa. Na nástup týchto generatívnych fáz má vplyv teplota. Ku kvitnutiu až tvorbe plodov dochádza pri teplote nad 15 °C. Tento fakt potvrdzuje aj teplotná suma TS10 > 300 a TS15 > 500.

Konečné fázy (ŽL a U) boli zaznamenané počas vyšších teplôt a pri menšom zrážkovom úhrne. Dané fázy dosiahli druhy, ktoré neboli chránené okolitou vegetáciou a boli vystavené priamemu slnečnému žiareniu. Druhy, ktoré čiastočne rástli pod krovinami alebo rozmernejšími bylinami mali aj ku koncu vegetačného obdobia zelené listy. Taxóny *Carduus acanthoides*, *Inula conyzae*, *Urtica dioica* nemali v roku 2013 zaznamenané žltnutie listov. Dané druhy boli v tomto roku viac chránené okolitou vegetáciou. Preto u nich dochádzalo iba k usychaniu a to prirodzene v septembri a októbri, túto skutočnosť potvrdzuje aj Taylor (2009).

Obrázok 3. Generatívne fenologické fázy letných druhov rúbanísk

Figure 3. Generative phenophases of summer clearcut species



Vysvetlivky: GTP- generatívna tvorba púčikov, KPZ- kvetné púčiky zavreté, KPN- kvetné púčiky naliat, ale zatvorené, RKP- roztváranie kvetných púčikov, RK- rozvíjajúce sa kvety, PRK- plne rozvinuté kvety, O- odkvitanie, UO- rastliny úplne odkvitnuté, NSP- nasadzovanie plodov, NP- nezrelé plody, ZP- zrelé plody, VY- vysemenené plody.

V roku 2012 sa vegetačné obdobie synantropných druhov pohybuje od 14 (*Coronilla varia*) až do 39 týždňov pri *Arctium lappa*, *Cirsium arvense*, *Inula conyzae*, *Urtica dioica* (Tab. 4). V roku 2013 sa vegetačné obdobie pohybuje taktiež od 14 (*Silene latifolia ssp. alba*) až do 42 týždňov (*Arctium lappa*, *Cirsium arvense*, *C. canum*, *Inula conyzae*). Rozdiel medzi rokmi je zaznamenaný u taxónov *Arctium lappa*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Inula conyzae*, *Sambucus ebulus*, u týchto druhov došlo k predĺženiu vegetačného obdobia. Príčinou je skutočnosť, že snehová pokrývka v zimnom období 2013 nebola takmer žiadna a tým došlo k značnému predĺženiu a pretrvaniu týchto synantropných druhov na rúbaniskách Bábskeho lesa.

Tabuľka 4. Dĺžka vegetatívnych a generatívnych fáz letných druhov rúbanísk v týždňoch
Table 4. The length of vegetative and generative phenophases of summer clearcut species

	2012		2013		DVO	2012	
	DVF	DGF	DVF	DGF		DVF	DGF
<i>Arctium lappa</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium canum</i> <i>Inula conyzae</i> <i>Serratula tinctoria</i> <i>Carduus acanthoides</i> <i>Cirsium vulgare</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Clematis vitalba</i> <i>Clinopodium vulgare</i> <i>Fallopia dumetorum</i> <i>Sambucus ebulus</i> <i>Silene latifolia ssp. alba</i> <i>Verbascum austriacum</i>	39	22	42	28	<i>Artemisia vulgaris</i>	26	11
<i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium canum</i> <i>Inula conyzae</i> <i>Serratula tinctoria</i>	39	26	42	28	<i>Ballota nigra</i>	33	32
<i>Cirsium canum</i>	35	23	42	0	<i>Coronilla varia</i>	14	12
<i>Inula conyzae</i>	39	26	42	28	<i>Lactuca serriola</i>	21	14
<i>Serratula tinctoria</i>	24	15	31	0	<i>Linaria vulgaris</i>	21	16
<i>Carduus acanthoides</i>	28	18	34	28	<i>Solanum dulcamara</i>	23	18
<i>Cirsium vulgare</i>	28	18	34	28			
<i>Urtica dioica</i>	39	16	38	17			
<i>Clematis vitalba</i>	33	21	31	20			
<i>Clinopodium vulgare</i>	38	20	38	15			
<i>Fallopia dumetorum</i>	30	17	24	11			
<i>Sambucus ebulus</i>	30	19	33	28			
<i>Silene latifolia ssp. alba</i>	25	20	14	13			
<i>Verbascum austriacum</i>	38	27	38	25			

Vysvetlivky: DVF - dĺžka vegetatívnych fáz v týždňoch, DGF - dĺžka generatívnych fáz v týždňoch

ZÁVER

Výskum, prezentovaný v tomto príspevku sme realizovali v Bábskom lese, ktorý predstavuje klimaxové štádium sukcesie lesa na sprašiach t.j. nížinný dubovo-hrabový les v intenzívne využívannej poľnohospodárskej krajine. V novembri 2006 po ťažbe dreva sa vytvorili štyri rúbaniská. Výskum sa venoval hodnoteniu vegetatívnych a generatívnych fenofáz rúbaniskových a synantropných druhov na týchto rúbaniskách počas rokov 2012 a 2013. Výskumom sme dospeli k týmto záverom:

1. Nástup a vývoj vegetatívnych a generatívnych fenofáz jarných druhov rúbanísk ovplyvňovala jednak teplota vzduchu, ale aj stanovište, kde jedince rástli. V roku 2012 byliny začali rásť skôr, boli chránené okolitou vegetáciou, pričom v roku 2013 nastal rast neskôr, jedince boli na otvorenejšom mieste a rast nastal až po marcových mrazoch.
2. Najdlhšie vegetačné obdobie - 40 týždňov dosiahli jarné druhy rúbanísk - *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria viridis*, *Hypericum hirsutum*.

3. U letných druhov rúbanísk sa fenofáza úplne rozložené listy objavila u väčšiny taxónov skôr v roku 2012. Dôvodom posunu bola skutočnosť, že teplota sa pohybovala do 10 °C počas oboch rokov tzn., že fáza bola pri rovnakej teplote, ale v inom období.
4. Prvé generatívne fázy sa v roku 2012 začínali vyskytovať od júna, júla. V roku 2013 sa objavili už od 4. májového týždňa. Dôvodom tohto posunu bola skutočnosť, že v tomto období spadlo dostatok zrážok. Pričom v roku 2012 bolo v tomto období zaznamenaných minimum zrážok.
5. V roku 2013 sa vegetačné obdobie pohybovalo až do 42 týždňov u taxónov *Arctium lappa*, *Cirsium arvense*, *C. canum*, *Inula conyzae*.

LITERATÚRA

- BISKUPSKÝ, V., 1970. Work in the field of forest research at the Báb research project. In JURKO, A. - DUDA, M. (eds.): res. Project Báb. Progr. Rep. I., Bratislava, p. 71-83.
- ELIÁŠ, P., 2010a. Zmeny biodiverzity v Bábskom lese a blízkom okolí (Nitrianska pahorkatina, juhozápadné Slovensko). In *starostlivosť o biodiverzitu vo vidieckej krajine*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2010. ISBN 978-80-552-0445-1, p. 151-158.
- ELIÁŠ, P., 2010b. Fenotypové plastické odpovede netýkavky malokvetej (*Impatiens parviflora*) na zmeny prostredia po ťažbe stromov v lese. In *Rosalia*. Nitra. ISBN 978-80-970672-1-2, 2010, roč. 21, p. 33-46. .
- JURKO, A., 1970. Subject, problems and goals of the „Báb“ research project. In JURKO, A. - DUDA, M. (eds.): res. Project Báb, progr. Rep. I. Bratislava, p. 9-14.
- KOLEKTÍV AUTOROV, 1993. Meteorologický slovník výkladový a terminologický. Praha, Min. Živ. Prostředí ČR, 594 pp. ISBN 80-85368-45-5.
- KUBÍČEK, F. - BRECHTL, J., 1970. Charakteristika skupín lesných typov výskumnej plochy v Bábe pri Nitre. *Biológia*, Bratislava, p. 27-38.
- KURPELOVÁ, M. A kol., 1975. *Agroklimatické podmienky ČSSR*. Bratislava: Príroda, 1975. 267 pp.
- LARCHER, W. 1988. *Fyziologická ekologie rostlin*. Vydání 1., Academia Praha, 368 pp. ISBN 03/15-4725 21-102-88.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F. A kol., 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava: VEDA, 1998. 687 pp.
- MORAVEC, J. A kol., 1994. *Fytocenologie*. Praha, Academia, 403 pp. ISBN 80-200-0457-2.

VPLYV MYKORÍZNYCH HÚB NA PRODUKCIU BIOMASY A TVORBU SEKUNDÁRNYCH METABOLITOV ÚŽITKOVÝCH RASTLÍN

THE INFLUENCE OF THE MYCORRHIZAL FUNGI ON THE PRODUCTION OF BIOMASS AND CREATING SECONDARY METABOLITES AT COMMERCIAL USEFUL PLANTS

Martina MATOUŠKOVÁ – Daniela GRUŠOVÁ¹

ABSTRACT

*Mycorrhizal fungi are a kind of symbiotic relationship and it represents a mutually beneficial coexistence of fungi with the roots of plants. The aim of our study was to assess the effect of mycorrhizal fungi of the genus *Glomus* for increasing biomass production and their impact on the production of secondary metabolites of selected species of useful plants - basil (*Ocimum basilicum* L.), common oregano (*Origanum vulgare* L.) and dragon wormwood (*Artemisia dracunculus* L.). Plants of the family Lamiaceae (basil and common oregano) grown in soil with the addition of mycorrhizal fungi of the genus *Glomus* prospered better than those plants which were grown in ordinary substrate and substrate which has been stripped of organic ingredients. The biomass values of species dragon wormwood were the highest in cultivation in the classical substrate without the addition of arbuscular mycorrhizal fungi. Adding mycorrhizal fungi did not affect the quantity of essential oil in any of the test plants. Variability of the components of essential oil between variants were determined.*

KEYWORDS

*biomass, useful plants, mycorrhiza, essential oil, *Glomus**

Úvod

Mykoríza je obojstranne prospešný mutualistický vzťah, ktorý je medzi hubou (mykobiontom) a rastlinou (fykobiontom) (MIKŠÍK, 2013, SATYANARAYANA a JOHRI, 2005). Až 95 % všetkých druhov rastlín by bez nej nemohla prežiť. Naopak vzácne sú rastliny alebo čeľade, ktoré mykorízu netvorí. Z celej rastlinnej ríše je to asi len 5 % a to rastliny vodné, rastliny zo zamokrených stanovišť a rastliny ruderálne (napr. čeľade *Urticaceae*, *Polygonaceae*, *Brassicaceae*) (KLÁN, 1989).

Arbuskulárno-mykorízne (AM) huby všeobecne zlepšujú zásobovanie rastlín živinami a vodou (RUIZ-LOZANO a kol., 2003; DELL-AMICO a kol., 2002). Kolonizácia koreňov AM hubami môže zvýšiť tvorbu rastlinnej biomasy a využitie uhlíka, čím môže dôjsť k zmene produkcie sekundárnych metabolitov v rastlinách (TOUSSAINT a kol., 2007; STRACK - FESTER, 2006; COPETTA a kol., 2006; STRACK a kol., 2003). Okrem toho AM huby umožňujú lepší prístup rastlín k potrebným živinám, najmä v premene sacharidov produkovaných rastlinami (MACK - RUDGERS, 2008; SMITH a kol., 2004). Avšak, SMITH a kol. (2004) zistili, že existujú rôzne stupne mutualizmu vo vzťahu medzi

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17. Novembra 1, 080 01 Prešov, SR, e-mail: martinka.matouskova@gmail.com, daniela.grulova@unipo.sk

rastlinou a hubou, ktoré sú sprostredkované schopnosťami rastliny, ale aj huby. MACK - RUDGERS (2008) uvádzajú, že mykorrhízne huby sa za určitých podmienok môžu stať aj parazitickými.

V našej práci sme sa venovali vplyvu mykorrhíznych húb na tvorbu biomasy a sekundárnych metabolitov bazalky pravej (*Ocimum basilicum* L.), pamajoránu obyčajného (*Origanum vulgare* L.) a paliny dračej (*Artemisia dracunculus* L.).

MATERIÁL A METÓDY

Pracovali sme na troch variantoch pestovania vybraných druhov rastlín. Variant č. 1 predstavoval rastliny pestované v komerčnom záhradníckom substráte, ktorý bol komerčnej značky „PRIMAFLORA“. Tento substrát bol vyrobený zo zmesi kvalitnej rašeliny a záhradníckeho kompostu s upravenou reakciou a obohatený živinami. V druhom variante sme rastliny pestovali v záhradníckom substráte, v ktorom sme sa zbavili živých organizmov vypálením. Vypálený substrát sme si pripravili zahriatím substrátu na 110 °C počas 8 hodín v sušičke. Vo variante č. 3 sme rastliny pestovali v klasickom záhradníckom substráte, do ktorého sme pridali mykorrhízne huby rodu *Glomus* pre plodovú zeleninu značky RAŠELINA Premium, ktorú vyrába česká spoločnosť Rašelina Soběslav a.s. Tento prípravok je určený na vytvorenie symbiotickej mykorrhízy medzi koreňmi pestovaných rastlín a prospešnými pôdnymi hubami rodu *Glomus*. Prípravok obsahuje vybrané rody endomykorrhíznych húb, inertný nosič a podporné zložky, ktoré zabezpečujú dobrý rozvoj symbiózy a rast rastliny do obdobia, kým sa nevytvorí funkčná sieť mykorrhízneho mycélia v pôde. Mykorrhízne huby sme pridávali v pomere na cca 700 g zeminy 10,5 g zmesi húb.

Úžitkové rastliny sme vo všetkých troch variantoch pestovali v deviatich kvetináčoch. Do troch nádob sme vysiali bazalku pravú širokolistú (*Ocimum basilicum* L.) DARK GREEN značky SEMO bylinky. Jeden balíček semien o hmotnosti 1 g sme rovnomerne rozdelili do troch kvetináčov. Do ďalších troch sme zasiali pamajorán obyčajný (*Origanum vulgare* L.) značky SEMO bylinky o hmotnosti 0,4 g. Do zvyšných troch sme vysiali palinu dračiu (*Artemisia dracunculus* L.) značky SEMO bylinky o hmotnosti 0,08 g. Zavlažili sme ich a dali do fytokomory. Pestovanie variantu č. 2 a č. 3 bolo modifikované na základe skúseností z variantu č. 1, kde sme zvýšili množstvo semien na jeden kvetinač. Bazalka rástla vo fytokomore 61 dní, pamajorán a palina 67 dní vo variante č. 1. Vo variante č. 2 rástli rastliny vo fytokomore 62 dní a vo variante č. 3 až 75 dní.

Rastliny sme pestovali vo fytokomore, v ktorej sme nastavili teplotu na 22 °C, 10 hodín tmy a 14 hodín svetla. Zavlažovali sme ich dvakrát do týždňa a každý týždeň sme spravili fotodokumentáciu. Po vypestovaní rastlín sa nadzemná časť zostrihala tesne nad pôdnym substrátom a odvážila sa čerstvá biomasa. Takto odvážený čerstvý rastlinný materiál sa v tenkých vrstvách uložil na filtračný papier a nechal sa niekoľko dní voľne sušiť. Sušenie prebiehalo pri laboratórnej teplote.

Izolácia silice prebiehala formou hydrodestilácie usušeného rastlinného materiálu. Postup bol nasledovný: do 500 ml varnej banky sme navážili suchú biomasu rastlinného materiálu a zaliali sme ju 200 ml destilovanou vodou. Do varnej banky sme následne pridali niekoľko varných kamienkov. Takto pripravenú banku sme napojili na destilačnú aparatúru. Obsah banky sme zahrievali v ohrevnom hniezde do varu a udržiavali stabilnú teplotu pre optimálnu destiláciu počas dvoch hodín. Éterický olej sme získali hydrodestiláciou. Destilát sa zachytával v kalibrovannej trubici za prítomnosti n-hexánu, v ktorom sa rozpúšťa silica.

Na analýzu plynovou chromatografiou sme použili zariadenie Varian 450-GC prepojený s hmotnostným spektrometrom Varian 220-MS. Separácia éterického oleja prebiehala na kolóne Factor Four TM:Capillary Column VF-5ms (30 m × 0,25 mm i.d., 0,25 µm tenký film). Typ injektora bol 1177 s teplotou 220 °C. Injekčný mód splitless (1 µL analytu v pomere 1:1000 rozpúšťadla n-hexanu). Nosný plyn bolo hélium s konštantným prietokom 1,2 ml/min. Teplotný program kolóny bol nasledovný: počiatočná teplota 50 °C udržiavaná 10 minút, potom zvýšenie na 100 °C v intervale 3 °C/min a zdržané 5 minút, nakoniec kontinuálne zvyšovanie teploty na 150 °C v intervale 10 °C/min. Celkový čas analýzy bol 46,67 minút.

Identifikácia analyzovaných komponentov bola realizovaná na základe porovnania retenčného času (R_t) píku porovnaním s interným resp. externým štandardom a jeho hmotnostného spektra s knižnicou poskytnutou softvérom NIST 02 (software library) a tiež porovnaná s literatúrou JENNINGS a kol. (1980) a ADAMS (2007).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Bazalka pravá (*Ocimum basilicum* L.)

V tab. 1 sú zobrazené množstvá nadzemnej čerstvej biomasy bazalky pravej, ktoré sa navážili ihneď po zbere z jednotlivých kvetinačov pestovanej v troch rôznych variantoch. Najvyššie hodnoty sme zaznamenali pri pestovaní variantu č. 3. Tieto hodnoty boli vyššie ako v ostatných dvoch variantoch.

Tabuľka 1. Hmotnosť čerstvej biomasy bazalky pravej v troch variantoch

	Variant č. 1 (g)	Variant č. 2 (g)	Variant č. 3 (g)
Kvetináč č. 1	27,03	33,97	109,2
Kvetináč č. 2	32,84	22,7	106,89
Kvetináč č. 3	17,17	24	133,47
Priemerný obsah nadzemnej čerstvej biomasy získanej z 1 g semien	77,04	26,89	116,52
Smerodajná odchýlka	7,92	6,17	14,72

Súhrnne zo všetkých kvetinačov bola najväčšia biomasa zaznamenaná vo variante č. 3, kde obsah čerstvej biomasy bol 349,56 g. Pestovaním rastlín vo variante č. 2 sme dosiahli najnižší obsah biomasy a to len 26,89 g z 1 g semien.

Hlavné zložky bazalky pravej boli limonén, kyselina antranilová, karvakrol, α -bergamotén, eugenol, β -pinén, bornyl acetát, tau.-kadinol, γ -kadinén, α -pinén. Celkové porovnanie variability týchto obsahových látok identifikovaných v silici je uvedené v tabuľke 2. Dominantný bol komponent limonén, ktorého najvyšší obsah bol kvantifikovaný pri pestovaní bazalky vo variante č. 3 a to až 22,26 %. Obsahovú látku karvakrol sme zaznamenali len vo variante č. 1 a jej množstvo bolo 11,02 %. V ďalších variantoch karvakrol nebol identifikovaný.

Tabuľka 2. Porovnanie zastúpenia komponentov v silici bazalky pravej

R_t	Názov komponentu	Formula (vzorec)	Variant č.1	Variant č.2	Variant č.3
			%	%	%
13,388	β -pinén	C ₁₀ H ₁₆		1,18	3,8
17,051	limonén	C ₁₀ H ₁₈ O	4,59	9,95	22,16
17,809	α -pinén	C ₁₀ H ₁₆	0,53	0,37	1,01
21,372	Kyselina antranilová	C ₁₇ H ₂₃ NO ₂	1,72	2,63	18,71
31,992	Bornyl acetát	C ₁₂ H ₂₀ O ₂	1,31	1,84	2,38
32,437	Karvakrol	C ₁₀ H ₁₄ O	11,02		
34,868	Eugenol	C ₁₀ H ₁₂ O ₂	9,24	5,98	9,61
36,989	α -Bergamotén	C ₁₅ H ₂₄	6,44	10,4	5,84
39,068	γ -Cadinén	C ₁₅ H ₂₄		1,01	1,23
43,774	tau.-Cadinol	C ₁₅ H ₂₆ O	0,6		3,16

Z celkového obsahu komponentov najvyšší podiel predstavovali iné komponenty a to 48,59; 58,77

a 61,85 % vo variantoch 3, 2, a 1. Zo skupiny terpénov mali najvyššie zastúpenie uhľovodíkové seskviterpény 14,27 % v treťom variante, 26,22 % v druhom variante, 17,63 % v prvom variante. Po nich nasledovali kyslíkaté monoterpény, monoterpény a kyslíkaté sesquiterpény. Zvýšený obsah fenolických látok bol zaznamenaný vo variante č. 1 až 11,94 % v porovnaní s obsahom 0,08 % a 0,19 % vo variante č. 3 a 2.

Pamajorán obyčajný (*Origanum vulgare* L.)

V tab. 3 sú zobrazené množstvá nadzemnej čerstvej biomasy pamajoránu obyčajného, ktoré sa navážili ihneď po zbere z jednotlivých kvetináčov. Pamajorán obyčajný, ktorý sme pestovali vo variante č. 3 dosahoval vo všetkých troch kvetináčoch najvyššie hodnoty.

Tabuľka 3. Hmotnosť čerstvej biomasy pamajoránu obyčajného v troch variantoch

	Variant č. 1 (g)	Variant č. 2 (g)	Variant č. 3 (g)
Kvetináč č. 1	1,79	12,7	21,53
Kvetináč č. 2	4,67	16,18	22,55
Kvetináč č. 3	6,84	13,61	21,48
Priemerný obsah nadzemnej čerstvej biomasy získanej z 0,4 g semien	13,3	14,16	21,85
Smerodajná odchýlka	2,53	1,80	12,74

Priemerné množstvo čerstvej biomasy zozbieranej pri pestovaní 1. variantu bolo 13,3 g, v druhom variante bolo 14,16 g a v treťom variante bolo 21,85 g. Súhrnne zo všetkých kvetináčov bola najväčšia biomasa zaznamenaná pri treťom variante, kde bol obsah čerstvej biomasy 65,56 g.

Celkové porovnanie variability obsahových látok identifikovaných v silici, ktoré sa nachádzali v najvyššom množstve, je uvedené v tab. 4. Obsahovú látku karvakrol sme v silici kvantifikovali v najvyššom množstve. Množstvo karvakrolu identifikované v prvom variante bolo 73,14 %, v druhom variante 55,96 % a vo variante č. 3 bolo 58,58 %.

Tabuľka 4. Porovnanie zastúpenia komponentov v silici pamajoránu obyčajného

Rt	Názov komponentu	Formula (vzorec)	Variant č. 1	Variant č. 2	Variant č. 3
			%	%	%
16,101	Terpinolén	C10H16	1,37	2,12	1,38
16,585	Cymén	C10H14	4,15	3,80	2,64
18,752	γ-Terpinén	C10H16	8,27	12,94	9,10
28,907	Tymol metyl éter	C11H16O	1,09	3,82	4,68
32,909	Karvakrol	C10H14O	73,14	55,96	58,58
36,605	β-karyophyllén	C15H24	2,37	1,76	3,44
37,635	β-kubebén	C15H24	0,7	1,43	2,18
38,131	Germakrén	C15H24	0,61	4,41	4,72
38,917	β-Bisabolén	C15H24		3,13	3,11

Z celkového obsahu komponentov, najvyšší podiel predstavovali fenolické látky - 77,29 %, 59,76 % a 61,22 % vo variantoch 1, 2, a 3. Zo skupiny terpénov mali najvyššie zastúpenie uhľovodíkové seskviterpény 8,56 % v prvom variante, 15,87 % v druhom variante a 20,38 % v treťom variante. Po nich nasledovali monoterpény, kyslíkaté monoterpény. V celkovom obsahu komponentov sme

neidentifikovali žiadne kyslíkaté seskviterpény.

Palina dračia (*Artemisia dracunculus* L.)

V tab. 5 sú zobrazené množstvá nadzemnej čerstvej biomasy, ktoré sa navážili ihneď po zbere z jednotlivých kvetináčov. Najvyššie hodnoty nadzemnej čerstvej biomasy sa nachádzali vo variante č. 1 a najnižšie hodnoty boli vo variante č. 2.

Tabuľka 5. Hmotnosť čerstvej biomasy paliny dračej v troch variantoch

	Variant č. 1 (g)	Variant č. 2 (g)	Variant č. 3 (g)
Kvetináč č. 1	30,77	1,94	64
Kvetináč č. 2	39,85	8,07	74,7
Kvetináč č. 3	29,86	19,08	41,08
Priemerný obsah nadzemnej čerstvej biomasy získanej z 0,08g semien	100,48	9,7	59,93
Smerodajná odchýlka	5,52	8,69	17,18

Priemerný obsah nadzemnej čerstvej biomasy získanej z 0,08 g semien pri pestovaní 1. variantu bolo 100,48 g, v druhom variante bolo len 9,7 g a v treťom variante bolo 59,93 g. Pri pestovaní tohto rastlinného druhu môžeme konštatovať, že prídavok AM húb do substrátu nemal výrazný efekt na zvýšenie celkovej čerstvej biomasy.

V tabuľke 6 sa nachádza prehľad obsahových látok s najvyšším zastúpením v silici paliny dračej. S najvyšším množstvom sme zaznamenali obsahovú látku elemicín. Kvantita elemicínu bola v treťom variante 22,45 %, v 2. variante len 4,25 % a vo variante č. 1 bolo 10,13 %. Množstvo látky karvakrol bolo v prvom variante 17,81 % a v druhom a treťom variante nebola táto zložka identifikovaná.

Tabuľka 6. Porovnanie zastúpenia komponentov v silici paliny dračej

Rt	Názov komponentu	Formula (vzorec)	Variant č. 1	Variant č. 2	Variant č. 3
			%	%	%
13,114	β-felandrén	C ₁₀ H ₁₆		4,55	5,4
13,161	β-Pinén	C ₁₀ H ₁₆	0,22		7,87
17,58	α-Pinén	C ₁₀ H ₁₆	5,78	2,88	6,04
32,452	Karvakrol	C ₁₀ H ₁₄ O	17,81		
37,058	(Z)-β-Farnezén	C ₁₅ H ₂₄	4,39		1,04
37,661	β-Kubebén	C ₁₅ H ₂₄	0,47	6,94	1,98
38,157	Germakrén	C ₁₅ H ₂₄	1,5	16,33	2,96
40,08	Elemicín	C ₁₂ H ₁₆ O ₃	10,13	4,25	22,45

Z celkového obsahu komponentov najvyšší podiel predstavovali iné komponenty a to 40,68; 33,09 a 68,88 % vo variantoch 1, 2, a 3. Zo skupiny terpenov mali najvyššie zastúpenie seskviterpény 31,75 % v prvom variante, 52,22 % v druhom variante a 10,07 % v treťom variante. Po nich nasledovali monoterpény, kyslíkaté monoterpény a fenolické látky. Kyslíkaté seskviterpény boli v prvom variante 1,17 %, vo variante č. 2 a 3 sme tieto zložky neidentifikovali.

Množstvo silice

Množstvo extrahovanej silice na 100 g suchej biomasy bazalky pravej bolo najvyššie vo variante č. 1 a to 1,1148 g. Vo variante č. 3 bolo 0,1924 g a v druhom variante bolo najmenej 0,0838 g. Pamajorán mal najvyššiu hodnotu silice na 100 g biomasy vo variante č. 1 0,6267 g, vo variante č. 2 bolo 0,2944 g a vo variante č. 3 bolo najmenej 0,2222 g. Palina dračia dosahovala najvyššie množstvo silice na 100 g biomasy v druhom variante 0,6193 g. Vo variante č. 1 a 3 bolo 0,2141 g a 0,0526 g.

Na základe našich zistení môžeme konštatovať, že najvyšší obsah silice bol zaznamenaný pri pestovaní vo variante č. 1 pre druhy čeľade *Lamiaceae* (bazalku pravú a pamajorán obyčajný) a najnižší pri pestovaní vo variante č. 2. Znížený obsah organických látok zrejme negatívne vplyva na tvorbu silice týchto rastlín. Pridaním arbuskulárnych mykoríznych (AM) húb do substrátu sme nezaznamenali výraznejšie zvýšenie obsahu silice. Pre druh palina dračia, ktorá patrí do čeľade *Asteraceae* sme naopak zaznamenali najvyššie hodnoty obsahu silice práve vo variante č. 2 a najnižšie pri variante č. 3.

Tabuľka 7. Množstvo éterického oleja úžitkových rastlín v troch variantoch pestovania

Množstvo silice (g) na 100g biomasy			
	variant č. 1	variant č. 2	variant č.3
<i>Ocimum basilicum</i> L.	1,1148	0,0838	0,1924
<i>Origanum vulgare</i> L.	0,6267	0,2222	0,2944
<i>Artemisia dracunculus</i> L.	0,2141	0,6193	0,0526

SHUHADA a kol. (2013) vykonali štúdiu, v ktorej skúmali vplyv AM húb na rast, fyziologické zmeny a kvalitu výsadby bazalky pravej, ktoré pestovali v kultivačnej miestnosti. Výsledkom ich práce je konštatovanie, že vplyv mikroorganizmov nachádzajúcich sa v pôde môže zvýšiť rast a produkciu obsahových látok v rastline.

ZOLFAGHARI a kol. (2013) skúmali tri druhy AM húb – *Glomus mosseae*, *G. fasciculatum* a *G. intraradices* a ich potenciál zvýšiť produkciu éterického oleja bazalky (*Ocimum basilicum* L.). Z výsledkov vyplýva, že pri pestovaní s prídavkom AM húb boli rastliny omnoho vyššie. Väčší podiel bol zaznamenaný aj v množstve čerstvej, suchej biomasy a v obsahu oleja, v porovnaní s rastlinami pestovanými bez prídavku mykoríznych húb. Množstvo čerstvej nadzemnej biomasy bazalky s prídavkom *G. mosseae* bolo 22 g, vysušenej biomasy boli 4 g a výška rastlín dosahovala 52 cm. Pre bazalku inokulovanú *G. fasciculatum* bola čerstvá nadzemná biomasa 18 g, vysušená biomasa 3 g a výška rastlín bola 50 cm. Bazalka s prídavkom *G. intraradiceces* dosahovala výšku 45 cm, množstvo čerstvej a sušenej biomasy bolo 11 g a 2 g. Kontrolná vzorka bazalky bez prídavku mykoríznych húb dosahovala výšku 35 cm a množstvo čerstvej a vysušenej biomasy bolo len 8 g a 1,5 g. Najvyšší obsah éterického oleja bol v rastlinách inokulovaných hubami *G. mosseae* a *G. fasciculatum*. Podobná štúdia RASOULI-SADAGHIANA a kol. (2010) tiež potvrdila, že najvyšší výťažok z bazalky bol po pridaní AM húb *G. fasciculatum* oproti iným AM hubám. V našom pokuse bolo priemerné množstvo čerstvej biomasy vypestovanej z 1 g semien bazalky pravej pri pestovaní 1. variantu 77,04 g, v druhom variante bolo 26,89 g a v treťom variante bolo 116,52 g. Súhrnne zo všetkých kvetnáčov bola najväčšia biomasa zaznamenaná vo variante č. 3, kde obsah čerstvej biomasy bol 349,56 g. Množstvo éterického oleja extrahovaného z bazalky pravej bolo najvyššie v prvom variante, a to 1,1148 g na 100 g biomasy. Vo variante č. 3 bolo 0,1924 g a v druhom variante bolo najmenej 0,0838 g.

TARRAF a kol. (2014) pracovali na štúdiu, ktorej cieľom bolo zhodnotiť vplyv AM húb na tvorbu biomasy, kvantitatívnu a kvalitatívnu syntézu éterického oleja oregana (kultivar *Carva*). Na pokus boli využité mykorízne huby – *G. mosseae*, *G. viscosum* a komerčný prípravok mykoríznych húb

značky „Symbivit“. Pestovanie prebiehalo v skleníku pri teplote 23-25 °C po dobu 4 mesiacov. Výsledky tejto štúdie preukázali pozitívny celkový efekt mykorrhízy. Mykorrhízne huby sú dôležité nielen v symbióze ku genotypu pestovanej rastliny, ale aj pre AM inokulátory, aj keď odpovede v závislosti na ich účinnosti sú rôzne. V našom experimente sme rastliny pestovali v 1. variante 67 dní, v 2. variante 62 dní a v 3. variante 75 dní vo fytokomore, v ktorej sme nastavili teplotu na 22 °C, 10 hodín tmy a 14 hodín svetla. Pamajorán obyčajný, ktorý sme pestovali vo variante č. 3. dosahoval vo všetkých troch kvetináčoch najvyššie hodnoty.

V štúdiu VENKATESHWAR a kol. (2002) je spomenuté, že AM huby použité pre palinu dračiu majú zásadný význam pre rast rastliny, tvorbu biomasy a množstvo oleja. Z nášho experimentu vyplýva, že priemerný obsah nadzemnej čerstvej biomasy paliny dračej získanej z 0,08 g semien pri pestovaní 1. variantu bolo 100,48 g, v druhom variante bolo len 9,7 g a v treťom variante bolo 59,93 g. Pri pestovaní tohto rastlinného druhu môžeme konštatovať, že prídavok AM húb do substrátu nemal výrazný efekt na zvýšenie celkovej čerstvej biomasy. Najvyššie hodnoty obsahu silice boli vo variante č. 2 a najnižšie pri variante č. 3.

ZÁVER

Z výsledkov nášho experimentu vyplynulo, že mykorrhízne huby rodu *Glomus* môžu ovplyvniť tvorbu biomasy pri pestovaní rastlín druhov *Lamiaceae*. Pozitívny vplyv AM húb bol preukázaný aj v našom experimente, kde pre rastliny bazalku a pamajorán bola vyššia produkcia čerstvej a suchej biomasy a zvýšená tvorba sekundárnych metabolitov. V paline dračej nebol preukázaný vplyv mykorrhíznych húb, či už na tvorbu biomasy alebo silice.

Obrovský potenciál mykorrhízy je v poľnohospodárstve, lesníctve a v krajinách tretieho sveta. Výskum mykorrhízy v posledných desaťročiach jednoznačne ukázal, že má pozitívny efekt pre poľnohospodársku, záhradnícku ale i lesnícku produkciu. Môže prirodzeným spôsobom zvýšiť biomasu produkovaných rastlín, zvýšiť kvalitu plodov a množstvo kvitnutí. Mykorrhíza dokáže tiež zvýšiť prirodzenú ochranu rastlín, zvyšuje totiž odolnosť voči rôznym patogénom.

Z praktických skúseností experimentu je možné uviesť návrh na optimalizáciu pestovania vybraných druhov úžitkových rastlín. Z hľadiska produkcie biomasy je vhodné aplikovať mykorrhízne huby do veľkoplošného pestovania, čím by sa niekoľkonásobne zvýšilo množstvo nadzemnej čerstvej a následne aj vysušenej biomasy. Takéto pestovanie by malo obrovský význam nielen pre poľnohospodársky, ale i farmaceutický priemysel.

LITERATÚRA

- ADAMS, R. P., 2007. Identification of essential oil components by gas chromatography/mass spectrometry. 4th Edition. Illinois USA: Allured Publishing Corporation. ISBN 978-1-9326633-21-4.
- COPETTA, A. - LINGUA, G. - BERTA, G., 2006. Effects of three AM fungi on growth, distribution of glandular hairs, and essential oil production in *Ocimum basilicum* L. var. Genovese. *Mycorrhiza* 16: 485-494.
- DELL-AMICO, J. - TORRECILLAS, A. - RODRIGUEZ, P. - MORTE, A. - SANCHEZ-BLANCO, M. J., 2002. Responses of tomato plants associated with the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus clarum* during drought and recovery. *J. Agr. Sci.* 138: 387-393.
- JENNINGS, W. - SHIBAMOTO T., 1980. Qualitative Analysis of Flavor and Fragrance Volatiles by Glass Capillary Gas Chromatography. Academic Press, New York.
- KLÁN, J., 1989. Co víme o houbách. 1. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. ISBN 80-04-21143-7.

- MACK, K. M. L. - RUDGERS, J. A., 2008. Balancing multiple mutualists: asymmetric interactions among plants, arbuscular mycorrhizal fungi, and fungal endophytes. *Oikos* 117: 310-320.
- MIKŠÍK, M., 2013. *Poznáváme jarní houby*. 1. vyd. Praha: Grada Publishing. ISBN 978-80-247-4403-2.
- RASOULI-SADAGHIANI, M. - HASSANI, A. - BARIN, M. - DANESH, Y. R. - SEFIDKON, F., 2010. Effects of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on growth, essential oil production and nutrients uptake in basil. *J Med Plants Res*, 4.21: 2222-2228.
- RUIZ-LOZANO, J. M. - ROUSSEL, H. - GIANINAZZI, S. - GIANINAZZI-PERASON, V., 2003. Defense genes are differentially induced by a mycorrhizal fungus and *Rhizobium* sp. in a wild-type and symbiosis-defective pea genotypes. *Mol. Plant-Microbe Interact.* 12: 976-984.
- SATYANARAYANA, T. - JOHRI, B. N., 2005. *Microbial diversity: current perspectives and potential applications*. IK International Pvt Ltd. ISBN 81-88237.
- SHUHADA, K. - PUTERI EDAROYATI, M. W. - RADZIAH, O., 2013. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi inoculation on plant growth performance, physiological changes and yield quality of sweet basil grown in soilless culture media. In *J. Trop. Plant Physiol.* 5, 42-60.
- SMITH, S. E. - SMITH, F. A. - JAKOBSEN, I., 2004. Mycorrhizal fungi cadominate phosphate supply to plants irrespective of grow responses. *Plant Physiol.* 133: 16-20.
- STRACK, D. - FESTER, T., 2006. Isoprenoid metabolism and plastid reorganization in arbuscular mycorrhizal roots. *New Phytol.* 172: 22- 34.
- STRACK, D. - VOGT, T. - SCHLIEMANN, W., 2003. Recent advances in betalain research. *Phytochemistry* 62: 247-269.
- TARRAF W. - RUTA, C. - TAGARELLI, A. - CILLIS, F. - MASTRO. G., 2014. Effectiveness of arbuscular mycorrhizal fungi on essential oil production in oregano cultivar Carva. In *Nat. Vol. Essent. Oils, Special Issue*. s. 88.
- TOUSSAINT, J.P. - SMITH, F. A. - SMITH, S.E., 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi can induce the production of phytochemicals in sweet basil irrespective of phosphorus nutrition. *Mycorrhiza* 17(4): 291-297.
- VENKATECHWAR, R. G. - MANOHARACHARY, C. - RAJESWARA, B. R., 2002. Beneficial influence of arbuscular mycorrhizal fungal association on growth, yield and nutrient uptake of rose-scented geranium (*Pelargonium* species). *Philippine Journal of Science*, 131.1: 49-58.
- ZOLFAGHARI, M. - NAZERI, V. - SEFIDKON, F. - REJALI, F., 2013. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant growth and essential oil content and composition of *Ocimum basilicum* L..In *Iranian Journal of Plant Physiology* 3 (2), 643-650.

SE(VI) A JEHO VPLYV NA VYBRANÉ FYZIOLOGICKÉ A BIOCHEMICKÉ PARAMETRE SEMENÁČIKOV SINAPIS ALBA L.

SE(VI) AND ITS IMPACT TO SELECTED PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF SINAPIS ALBA L. SEEDLINGS

Marianna MOLNÁROVÁ – Agáta FARGAŠOVÁ¹

ABSTRACT

Selenium is not considered to be an essential element for plants. In lower concentrations it improves the growth, but in higher concentrations it is phytotoxic. The toxicity of Se(VI) was studied on physiological (root and shoot growth, fresh and dry biomass, water content) and biochemical parameters (Se accumulation, photosynthetic pigments, proteins thiol groups and TBARS) to Sinapis alba L. seedlings. Se(VI) was found to be 19.55-times more toxic on root ($IC_{50}=23.6 \text{ mg.l}^{-1}$) than shoot growth. Contents of chlorophyll a and chlorophyll b decreased more than the total carotenoids. While the highest Se(VI) accumulation in the shoots was observed at 20 mg.l^{-1} , for roots Se(VI) accumulation increased proportionally up to 31 mg.l^{-1} . TBARS increased and protein thiol groups decreased in the presence of Se in the shoots, but these trends were not statistically significant. The water content was lower in the shoots (up to 41.46%) than in the roots (57.71%) at $31 \text{ mg Se(VI).l}^{-1}$ compared with control. A negative correlation was obtained between chlorophyll b, or total carotenoids, and the Se content in the roots. A positive correlation was acquired also for the water content in the roots and the water content in the shoots ($r = 0.820$; $p < 0.05$).

KEYWORDS

inhibition of roots and shoots, fresh and dry mass, water content, Se accumulation, photosynthetic pigments, protein thiol groups

Úvod

Selén (Se) je známym antioxidantom, ktorý v nízkych koncentráciách zvyšuje v rastline hladinu antioxidantov (napr. vitamínu E) a aktivitu enzýmov podieľajúcich sa na znižovaní úrovne oxidačného stresu (HARTIKAINEN et al., 1997). Tento polokov je absorbovaný rastlinami z pôdy a zabudovaný predovšetkým do aminokyseliny Se-metionín, ktorý v proteínoch nahrádza pôvodný metionín, čím sa môže viazať až 50 % celkového obsahu Se v rastlinách (PEZZAROSSA et al., 2007). Selén má v rámci bunkového antioxidantného obranného systému dôležitú úlohu v glutatiónperoxidázových (GSH-Px) selenoproteínoch, pomocou ktorých zabráňuje poškodeniu DNA, vzniku a rozvinutiu rakoviny (TAPIERO et al., 2003).

Človek aj živočíchy ho získavajú najmä prostredníctvom potravy. Negatívne dôsledky z nedostatku Se u ľudí ako aj u domácich resp. voľne žijúcich zvierat boli zaznamenané v Číne, Nepále, Austrálii a strednej Afrike. Myopatie, ktoré z toho vyplývajú, postihujú srdcové a kostrové svalstvo a často sú spojené so zníženou reprodukciou a rastom. Vysoká koncentrácia Se v pôde a vo vode môže mať charakter prirodzeného výskytu ako to bolo v prípade morských usadených hornín v San

¹ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra environmentálnej ekológie, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava 4, Slovenská republika, molnarova@fns.uniba.sk, fargasova@fns.uniba.sk,

Joaquin Valley (USA) (HAMILTON, 2004) alebo neprirodzene z ropných rafinérií, z ťažby fosfátov či čistiarenských kalov.

I keď selén pre vyššie rastliny nie je považovaný za esenciálny, môže v nízkych koncentráciách ako antioxidant zlepšovať ich biologické funkcie a stimulovať ich rast. Pri vyšších koncentráciách už prevažujú jeho prooxidačné účinky a znižuje sa jeho prospešnosť (HARTIKAINEN et al., 2000).

Väčšina seleničtanov zostáva v koreňoch a iba malá časť prechádza do nadzemnej časti, kým pri selénanoch je viac ako polovica selénu translokovaná do nadzemnej časti rastlín (ARVY, 1993).

Štandardizované postupy v normách OECD, STN a pod. majú pri testovaní účinkov látok na rastliny odporúčanú ako modelovú rastlinu horčicu bielu (*Sinapis alba* L.) a testovanými parametrami sú klíčivosť semien, rast koreňa a výhonku, prípadne tvorba fotosyntetických pigmentov. V rámci našich experimentov sme testy rozšírili o stanovenie čerstvej biomasy, sušiny a obsahu vody, akumuláciu Se(VI) v koreňoch a výhonkoch a sledovanie ukazovateľov stresu reprezentovaného hladinou reaktívnych produktov s kyselinou tiobarbiturovou (TBARS) a redukovaných tiolových proteínových skupín (tzv. -SH skupín), ktorých hladina býva pri oxidačnom strese pozmenená ako prvá.

MATERIÁL A METÓDY

V experimentoch sa použili semená horčice bielej (*Sinapis alba* L., cv. Severka) z firmy Chepo, s.r.o. (Unhošť - Fialka, Česká republika), ktoré klíčili vo vertikálnych plastových kontajneroch s rozmermi 21,0x15,5 cm (Phytotoxkit, MicroBioTests, Inc., Nazareth, Belgicko) na vrstve papierovej vaty a filtračného papiera. Ako testovacie médium bol použitý selén v chemickej forme (p.a.) Na_2SeO_4 (Fluka, Nemecko). HNO_3 a H_2O_2 boli zaobstarané od firmy centralCHEM (Slovenská republika); ostatné chemikálie z firmy Merck (Nemecko), štandardy a elektrolyty k prístroju EcaFlow 150 GLP z firmy výrobcu prístroja (Istran, s.r.o., Slovenská republika).

Pestovanie rastlín

Každý kontajner, v ktorom prebiehalo pestovanie rastlín, obsahoval 15 semien horčice bielej uložených na vate a filtračnom papieri nasiaknutom 24 ml roztoku Se. Roztok Se(VI) vo forme zlúčeniny Na_2SeO_4 bol pripravený v šiestich rôznych koncentráciách 8, 10, 20, 31, 42, 63 mg Se(VI).l⁻¹ (106, 132, 254, 397, 529, 794 $\mu\text{mol Se(VI).dm}^{-3}$). Každá koncentrácia Se(VI) sa hodnotila minimálne v dvoch paralelkách. Kontrola bola odstáta vodovodná voda (Ca = 80 mg.l⁻¹, Mg = 27 mg.l⁻¹; pH 7,30±0,05). Semená klíčili pri teplote 25±1 °C 72 hod v tme.

Hodnotenie vplyvu Se na rast koreňov a výhonkov

Na tretí deň od začiatku pestovania sa zmerala dĺžka koreňov a výhonkov všetkých rastlín. Výhodou Phytotoxkit kontajnerov oproti Petriho miskám je možnosť merať dĺžku každej rastliny v mm priložením pravítka k priehľadnej stene kontajneru bez nevyhnutnosti manipulácie s ňou, čím sa umožní pokračovanie v ich pestovaní bez ich poškodenia. Takto sa dá sledovať nielen inhibícia rastu, ale aj ďalšie parametre na tých istých testovaných rastlinách. Dĺžky koreňov a výhonkov kontrolnej skupiny predstavovali 0 % inhibície rastu, ku ktorým boli prepočítané percentá inhibície pre rastliny rastúce v prítomnosti selénu. Probitová analýza je podrobne popísaná v STN 83 8303 (1999) a je založená na pridelení hodnoty v rozsahu 0,2 po 99,8, ktoré predstavujú v našich pokusoch percentá, tabuľkové hodnoty probitu v rozsahu 2,122 do 7,878. Z grafickej závislosti probitovej hodnoty od prirodzeného logaritmu testovanej koncentrácie sa určí koncentrácia zodpovedajúca probitovej hodnote 5, teda sa vypočíta hodnota 50 %-nej inhibície rastu koreňa aj výhonku (IC50). Probitová analýza je jedna zo štandardných metód, ktorá popri klasických logaritmických znázornení tiež využíva zlinearizovanie závislosti krivky sledovaného účinku od koncentrácie testovanej látky.

Takto pripravené semenáčky sa potom využívali vo všetkých ďalej uvedených testoch, pričom sa hodnotil vplyv Se(VI) už len v koncentráciách 10, 20 a 31 mg Se(VI).l⁻¹, ktoré predstavovali 25, 50 a 75 % inhibíciu rastu koreňov, teda koncentrácie, ktoré sú popri hodnote IC50 v (eko)toxikológii tiež vyhodnocované (tzv. IC25, IC75).

Kvantitatívna analýza fotosyntetických pigmentov

Semenáčky, ktoré rástli tri dni v tme, rástli ďalšie 4 dni v svetelnom režime deň/noc (16/8 hod) pri teplote 24 – 27 °C. Po siedmych dňoch sa podľa metódy (LICHTENTHALER & WELLBURN, 1983) z výhonkov extrahovali do 95 % etanolu (60 mg listov v 6 ml etanolu) fotosyntetické pigmenty (chlorofyl *a*, chlorofyl *b* a celkové karotenoidy), pričom ich obsahy sa stanovili spektrofotometricky pri 470, 649 a 665 nm. Obsahy pigmentov sa prepočítali na mg sušiny. Na výpočet obsahu jednotlivých pigmentov sa použili nasledovné rovnice (LICHTENTHALER & WELLBURN, 1983):

$$\text{chlorofyl } a \ (C_a) = 13,95 A_{665} - 6,88 A_{649}$$

$$\text{chlorofyl } b \ (C_b) = 24,96 A_{649} - 7,32 A_{665}$$

$$\text{karotenoidy } (C_{x+c}) = \frac{1000 A_{470} - 2,05 C_a - 114,8 C_b}{245}$$

Kedže chlorofyl *b* sa v prítomnosti molekulového kyslíka a enzýmom chlorofylid *a* oxygenáza (CAO) syntetizuje z chlorofylu *a* (EGGINK et al., 2004), počítali sa aj vzťahy medzi fotosyntetickými pigmentami (*a*/*b*), (*a*+*b*) ako aj pomer chlorofylov ku karotenoidom ((*a*+*b*)/kar).

Stanovenie proteínových tiolových skupín

Na stanovenie proteínových tiolových skupín podľa VINERA et al. (1996) s extinkčným koeficientom $e = 1,36 \times 10^4 \text{ (mol.dm}^{-3}\text{)}^{-1}\text{.cm}^{-1}$ sa z listového homogenátu, ktorý sa použil aj na stanovenie fotosyntetických pigmentov, odobralo 0,5 ml 1 % (w/v). K homogenátu sa pridalo 0,1 ml 20 mmol. dm⁻³ 5,5'-ditiobis-(2-nitrobenzoovej kyseliny), zmes sa zvortexovala a inkubovala pri laboratórnej teplote 45 min. Potom sa spektrofotometricky (Metertek SP-850, Tajvan) odmerala absorbancia pri 412 nm.

Stanovenie malondialdehydu (MDA)

Spektrofotometrickou metódou sa meria úroveň hladiny malondialdehydu, ktorý vzniká najmä pri zvýšenom oxidačnom strese ako následok poškodenia (oxidácie) lipidov. MDA reaguje s kyselinou tiobarbiturovou za vzniku tzv. produktov reagujúcich s kys. tiobarbiturovou (TBARS). K ďalším 2 ml 1 % (w/v) listového homogenátu sa pridal 1 ml zmesi 0,5 % (w/v) kys. tiobarbiturovej (TBA) v 20 % kys. trichlóroctovej, a 100 µl butylovaného hydroxytoluénu (BHT; 4 % v etanole). Takto pripravená zmes sa zvortexovala a nechala inkubovať 30 min pri 90 °C vo vodnom kúpeli a následne sa ochladila v studenej vode. Absorbancia sa merala pri 532 nm, pričom hodnota extinkčného koeficientu bola 0,155 (mol.dm⁻³)⁻¹.cm⁻¹ (HEATH & PACKER, 1968; GALLEGO et al., 1996).

Stanovenie obsahu vody a kovov

Sedemdnňové korene a výhonky boli pred usušením oddelené, zvážená čerstvá biomasa (FM, „fresh mass“) a usušená v teplovzdušnej sušiarňi pri 55 °C do úplného vysušenia vzoriek (približne 3-4 hod). Potom sa odvážila sušina (DM, „dry mass“) koreňov a výhonkov, a podľa nasledovného vzorca sa vypočítal obsah vody (WC, „water content“) (DRAZIC & MIHAJLOVIC, 2005):

$$\text{WC (g.g}^{-1}\text{ DM)} = \frac{FM - DM}{DM}$$

Na stanovenie obsahu kovov sa použil usušený rastlinný materiál. Na mineralizáciu sa použilo minimálne 10 mg sušiny koreňov alebo výhonkov, ktoré sa nechali reagovať s 5 ml zmesi konc. HNO_3 a H_2O_2 v pomere 4:1 cez noc v autokláve ZA-1 (Česká republika). Na ďalší deň sa autokláv so vzorkou uzavrel a dal do sušiarne s teplotou 160 – 180 °C na 1 hod. Po ukončení mineralizácie sa autokláv ochladil, vzorka sa preliala do 25 ml odmernej banky a doplnila destilovanou vodou na 25 ml. Takto zmineralizovaná vzorka bola elektrochemicky zmeraná na prístroji EcaFlow 150 GLP (Istran, s.r.o., Slovenská republika) galvanostatickou chronopotenciometrickou metódou, ktorá je presnosťou, správnosťou a citlivosťou porovnateľná s metódou atómovej absorpčnej spektrometrie (AAS). Koncentračný rozsah prístroja je 0,5 – 500 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ Se a reprodukovateľnosť výsledkov s odchýlkou 3,2 % pri 50 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Spracovanie výsledkov

Výsledky boli graficky a štatisticky spracované s vloženými vzorcami pre ANOVU v programe Microsoft Excel 2010. Na štatistické vyhodnotenie sa použila analýza rozptylu (ANOVA) s post-hoc Scheffeho testom a korelačná analýza vrátane Pearsonovho koeficientu r a štatistickej významnosti p tejto korelácie, kde spoločným znakom porovnávaných ukazovateľov bola rastúca koncentrácia Se(VI).

VÝSLEDKY

V tab. 1 sú uvedené probitovou analýzou vypočítané 50 %-né inhibičné koncentrácie (IC₅₀) pre rast koreňov a výhonkov, ktoré sa vypočítali z experimentálnych výsledkov získaných z koncentrácií 8, 10, 20, 31, 42, 63 mg Se(VI).l⁻¹. Rast výhonku bol inhibovaný na polovicu svojej dĺžky až pri 19,55-násobne vyššej koncentrácii Se(VI) ako rast koreňa, z čoho vyplýva, že študovaný polokov je toxickjší pre korene, než pre výhonky. Už pri najnižšej testovanej koncentrácii (8 mg Se(VI).l⁻¹) dochádzalo k inhibícii rastu koreňov (28 %) a výhonkov (24 %).

Tabuľka 1. Hodnoty IC₅₀ a ich 95 % intervaly spoľahlivosti (CI). Legenda: IC₅₀ - inhibičné koncentrácie Se(VI), pri ktorých je sledovaný ukazovateľ znížený o 50 % oproti kontrole.

IC ₅₀ (mg.l ⁻¹)	
koreň	výhonok
23,6	461,4
(18,7 – 29,8)	(237,9 – 894,6)

Pri hodnotení vplyvu Se(VI) na produkciu fotosyntetických pigmentov sa pozorovali štatisticky významné rozdiely, kde pri najvyššej testovanej koncentrácii 31 mg Se(VI).l⁻¹ poklesol obsah chlorofylu *a* na 36,3 % ($p < 0,001$), chlorofylu *b* na 27,6 % ($p < 0,01$) a obsah celkových karotenoidov sa znížil oproti kontrole o 59,4 % (Tab. 2). Kým celkový obsah chlorofylov (*a+b*) oproti kontrole v prítomnosti Se(VI) klesal, pomer (*a/b*) naopak rástol. Keďže chlorofyl *b* sa syntetizuje z chlorofylu *a*, pozorované výsledky môžu poukazovať nielen na pokles samotného obsahu chlorofylu *a*, ktorý je menej výrazný ako pokles chlorofylu *b*, ale aj na inhibíciu na úrovni premeny chlorofylu *a* na chlorofyl *b*.

Tabuľka 2. Vplyv Se(VI) na tvorbu fotosyntetických pigmentov (chlorofylu *a*, chlorofylu *b* a celkových karotenoidov) v listoch *S. alba* a ich vzájomné vzťahy.

Se(VI) (mg.l ⁻¹)	c (µg.mg ⁻¹ DM)			vzťahy pigmentov		
	chl <i>a</i>	chl <i>b</i>	kar	(chl <i>a</i> /chl <i>b</i>)	(chl <i>a</i> +chl <i>b</i>)	(chl <i>a</i> +chl <i>b</i>)/kar
0	7,86	2,57	2,54	3,29	10,44	4,05
10	3,73**	1,20*	1,40***	3,38	4,93**	3,45
20	4,69*	1,10**	1,31***	5,06**	5,78*	2,01***
31	2,85***	0,71**	1,03***	4,43	3,56***	3,43

V tabuľke sú uvedené aritmetické priemery ($n \geq 3$) so štatistickou významnosťou p oproti kontrole (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). chl *a* – chlorofyl *a*, chl *b* – chlorofyl *b*, c – koncentrácia, DM – sušina, kar – celkové karotenoidy.

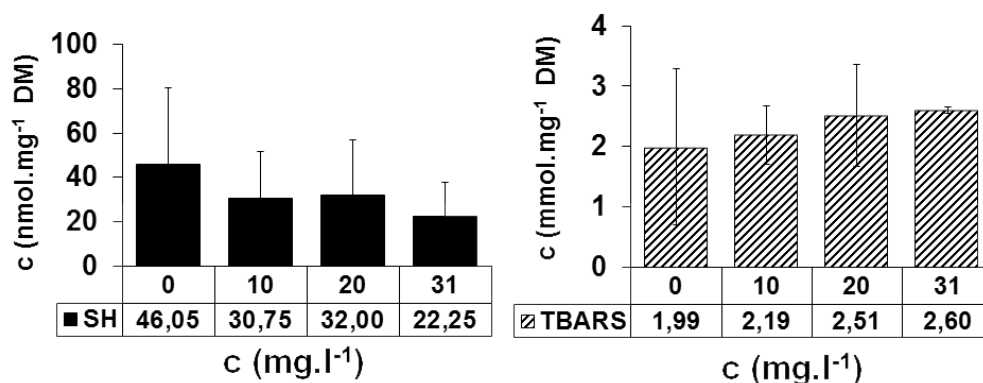
Obsah vody (WC) sa v prítomnosti selénu znižoval nielen vo výhonku, ale aj v koreni *S. alba* (Tab. 3). I keď sa v závislosti od koncentrácie hmotnosť sušiny (DM) výrazne nemenila (vo výhonkoch dokonca mierne rástla), tak pokles FM bol spôsobený takmer výhradne nižším obsahom vody. Pri najvyššie sledovanej koncentrácii 31 mg Se(VI).l⁻¹ sa obsah vody WC vo výhonkoch štatisticky veľmi významne ($p < 0,001$) znížil a poklesol vo výhonkoch na 41,46 a v koreňoch na 57,71 %.

Tabuľka 3. Vplyv Se(VI) na produkciu čerstvej biomasy (FM) a sušiny (DM) a obsah vody (WC) v koreňoch a výhonkoch *S. alba*.

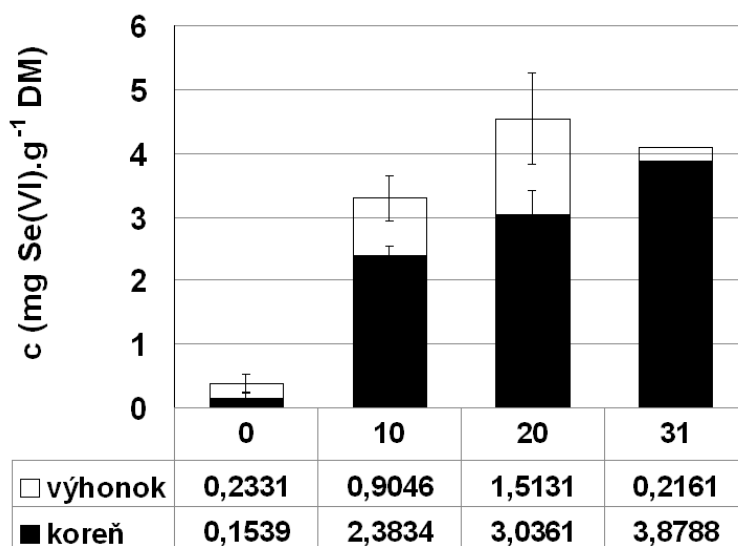
Se(VI) (mg.l ⁻¹)	koreň			výhonok		
	FM (g)	DM (g)	WC (g.g ⁻¹ DM)	FM (g)	DM (g)	WC (g.g ⁻¹ DM)
0	0,193	0,010	19,86	0,697	0,044	15,17
10	0,161	0,009	16,49	0,595	0,056	10,30***
20	0,116**	0,007	15,69	0,514*	0,061*	7,38***
31	0,093***	0,008	11,46***	0,410***	0,056	6,29***

V tabuľke sú uvedené aritmetické priemery ($n \geq 3$) so štatistickou významnosťou p oproti kontrole (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Biochemické ukazovatele potenciálne zvýšeného oxidačného stresu v prítomnosti Se(VI) v listoch semenáčikov *S. alba* sú znázornené na Obr. 1. Hoci výsledky poukazujú na mierny pokles proteínových tiolových –SH skupín ako aj na nárast produktov lipoperoxidácie – TBARS, tieto rozdiely neboli štatisticky významné aj napriek tomu, že s rastúcou koncentráciou Se sa jeho akumulácia vo výhonku výrazne zvyšovala až do koncentrácie 20 mg Se(VI).l⁻¹ (Obr. 2). Pri tejto koncentrácii Se sa pozorovala maximálna akumulácia vo výhonkoch, kedy obsah Se vzrástol oproti kontrole 6,5-násobne. Akumulácia Se(VI) v koreňoch sa zvyšovala na rozdiel od výhonkov priamo úmerne (Obr. 2).



Obrázok 1. Koncentrácie proteínových tiolových skupín (-SH) a TBARS (produktov lipoperoxidácie reagujúcich s kys. tiobarbiturovou) v prítomnosti Se(VI) vo výhonkoch semenáčikov *S. alba*. V grafe sú uvedené aritmetické priemery $\pm$ SD ($n \geq 2$). Legenda: c – koncentrácia, DM – sušina.



Obrázok 2. Akumulácia Se(VI) v koreňoch a výhonkoch semenáčikov *S. alba*. V grafe sú uvedené aritmetické priemery $\pm$ SD ($n \geq 2$). Legenda: c – koncentrácia, DM – sušina.

Všetky uvedené ukazovatele sme vyhodnotili korelačnou analýzou a jej matica je uvedená v Tab. 4, kde sú kvôli prehľadnosti vpísané len hodnoty Pearsonovho korelačného koeficientu r spolu so štatistickou významnosťou tejto korelácie. Spoločným znakom každej dvojice porovnávaných ukazovateľov je rovnaká koncentrácia Se(VI), takže sa v korelácii porovnávajú dva ukazovatele (parametre) vždy tej istej koncentrácie (a teda semenáčikov) popri všetkých sledovaných koncentráciách Se(VI). Takto sú vzájomne porovnávané všetky dvojice ukazovateľov pre všetky sledované koncentrácie Se(VI) testované na semenáčikoch horčice. Kladné hodnoty Pearsonovho koeficientu poukazujú na to, že so zvyšujúcou sa koncentráciou jedného ukazovateľa priamo úmerne, t.j. v pozitívnej korelácii, rastie aj druhý ukazovateľ ako je to napr. pri obsahu vody vo výhonku (WC) a celkových karotenoidov (kar), kde je hodnota $r = 0,94$ zároveň štatisticky

veľmi významná ($p < 0,01$). Štatisticky významná pozitívna korelácia sa pozorovala aj pri závislosti chlorofylu *a*, resp. chlorofylu *b* od celkových karotenoidov (0,947, resp. 0,932; $p < 0,01$). Z uvedených výsledkov je dôležité spomenúť predovšetkým negatívne korelácie, keď s rastúcim jedným ukazovateľom dochádzalo k poklesu druhého porovnávaného ukazovateľa pri tých istých koncentráciách Se. Z našich výsledkov vychádza, že štatistickú významnosť s negatívnou koreláciou mali ukazovatele čerstvej biomasy FM, resp. obsahu vody WC v koreni v závislosti od akumulácie Se v koreni ($r = -0,964$, resp. $r = -0,966$; $p < 0,05$). Podobný trend sa preukázal pri FM a WC výhonku v závislosti od akumulácie Se v koreni a aj tieto korelácie boli štatisticky veľmi významné ($p < 0,01$). S rastúcou dĺžkou koreňa bol obsah vody vo výhonku vyšší a štatisticky významný ($r = 0,950$; $p < 0,01$). Pozitívna štatisticky významná korelácia bola aj v prípade obsahu vody WC vo výhonku so všetkými fotosyntetickými pigmentami, ako aj korelácia čerstvej biomasy (FM) koreňa, resp. obsahu vody v koreni (WC) od obsahu vody vo výhonku WC ($r = 0,912$; $p < 0,01$; resp. $r = 0,820$; $p < 0,05$). Obsah fotosyntetických pigmentov negatívne koreloval s obsahom selénu v koreni, pričom štatisticky preukazné boli len hodnoty pre chlorofyl *b* ($p < 0,01$) a celkové karotenoidy ($p < 0,01$). Obsah karotenoidov sa priamo úmerne zvyšoval v závislosti od dĺžky koreňa ($p < 0,01$) a výhonku ($p < 0,05$), ako aj od obsahu vody WC v týchto častiach semenáčikov *S. alba*. Čím boli vyššie koncentrácie chlorofylu *a*, resp. chlorofylu *b*, tým vyššie boli aj namerané hladiny karotenoidov, ktorých korelačné koeficienty boli 0,947, resp. 0,932 ($p < 0,01$).

Tabuľka 4. Korelačná matica sledovaných ukazovateľov s údajmi pre Pearsonov korelačný koeficient r a štatistickú významnosť p oproti kontrole

akumulácia Se(VI)			rast		koreň			výhonok			fotosyntetické pigmenty		
	vo výhonku	koreňa	výhonku	FM	DM	WC	FM	DM	WC	chl a	chl b	kar	
Se akumulácia:													
v koreni		0,286	-0,998**	-0,906	-0,964*	-0,726	-0,966*	-0,991**	0,819	-0,995**	-0,925	-0,995**	-0,990**
vo výhonku			-0,295	-0,140	-0,234	-0,398	-0,029	-0,195	0,782	-0,373	-0,104	-0,251	-0,331
rast:													
koreňa			0,876**		0,985***	0,845*	0,712	0,676	-0,606	0,950**	0,771*	0,726	0,876**
výhonku					0,823*	0,636	0,702	0,813*	-0,264	0,899**	0,857*	0,607	0,831*
pre koreň:													
FM						0,905**	0,643	0,652	-0,588	0,912**	0,670	0,635	0,795*
DM							0,258	0,390	-0,618	0,685	0,327	0,302	0,490
WC								0,750	-0,241	0,820*	0,922**	0,905**	0,909**
pre výhonok:													
FM									0,134	0,839*	0,723	0,497	0,722
DM										-0,426	-0,322	-0,577	-0,496
WC											0,851*	0,777*	0,940**
chl a											0,887**		
chl b											0,947**		
											0,932**		

(* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Legenda: DM – sušina, FM – čerstvá biomasa, chl a – chlorofyl a, chl b – chlorofyl b, kar – celkové karotenoidy, WC – obsah vody.

DISKUSIA

Selén patrí medzi prvky, ktoré v závislosti od svojej koncentrácie veľmi výrazne ovplyvňujú rast a vitalitu rastlín a preto ich obsah v pôdach je veľmi významný z hľadiska primárnej produkcie. Kým v priaznivých koncentráciách rast rastlín podporujú, tak jeho nedostatok ako aj nadbytok sa môže prejaviť nižším vzrastom a po prekročení určitej koncentrácie Se sa dá pozorovať jeho fytoxicita a zvýšená akumulácia v rastlinných pletivách. Selénany sú veľmi mobilné v xyléme a ľahko sa transportujú do nadzemných častí rastlín. Ich redukované formy (seleničnany) sa zabudovávajú do aminokyselín a enzýmov (ARVY, 1993; LI et al., 2008; MAZEJ et al., 2008). Nižšia toxicita vo výhonkoch semenáčikov môže byť vysvetlená transformáciou anorganického selénu na organické zložky, ktoré nie sú prenášané z koreňov do nadzemných častí (DE SOUZA et al., 2000; KAHAKACHCHI et al., 2004). Ako sa uvádza v literatúre, translokácia seleničnanov do výhonkov je nízka (DE SOUZA et al., 1998; DE SOUZA et al., 2000; KAHAKACHCHI et al., 2004; ZAYED et al., 1998), čo sme zistili aj v našich predchádzajúcich experimentoch (MOLNÁROVÁ & FARGAŠOVÁ, 2009) a čo môže tiež vysvetliť výrazne vyššie hodnoty IC₅₀ pre inhibíciu rastu výhonkov ako koreňov. ARVY (1993) dokázal, že prevažná väčšina seleničnanov zostáva v koreni a iba malá frakcia sa našla v nadzemnej časti fazule (*Phaseolus vulgaris*), kým pri selénanoch dochádzalo k viac ako 50 % transportu Se z koreňov do nadzemných častí. DE SOUZA et al. (1998) zistili pomocou kinetiky Se v časovej závislosti, že iba 10 % seleničnanov, ktoré boli absorbované kapustou sitinovou (*Brassica juncea*), prechádzalo z koreňov do výhonkov. Dôvodom, prečo je seleničnan ťažšie transportovaný do výhonkov, môže byť jeho rýchle zabudovanie do organickej zložky vo forme Se-metionínu (ZAYED et al., 1998), ktorá zostáva v koreňoch. V pôdach s prístupom vzduchu môžu byť dominantnými formami ako seleničitany tak aj selénany, čo závisí od redox potenciálu a pH (LI et al., 2008). Selénany môžu prevažovať v alkalických dobre okysličených pôdach, kým seleničnany v neutrálnych a kyslejších pôdach (ELRASHIDI et al., 1987). LI et al. (2008) vo svojich experimentoch pozorovali vyššie akumulácie Se(VI) než Se(IV) ako v čerstvej biomase koreňov, tak aj vo výhonkoch *Triticum aestivum*. Závislosť chemickej formy Se(VI) (predovšetkým jeho organických metylovaných a dimetylovaných foriem) študovali aj v súvislosti s volatilizáciou selénu DE SOUZA et al. (2000), ktorí zistili, že anorganické formy selénu sa z listov *Brassica juncea* L. volatilizujú v oveľa menšej miere, ako jeho organické formy (napr. Se-metionín), do ktorých sa selén v rastline zabudováva.

Mnoho autorov uvádza, že chlorofyl *a* je podstatnou časťou fotosyntetických pigmentov. Karotenoidy, neenzymatické antioxidanty, sú fotosyntetické pigmenty, ktoré majú dôležitú úlohu v ochrane chlorofylov počas oxidačného stresu nastávajúceho v prítomnosti oxidačno-redukčných prvkov, obzvlášť kovov (SINGH et al., 2004). Pokiaľ ide o Se(VI), tak HARTIKAINEN et al. (2000) uvádzajú, že s jeho zvyšujúcou sa koncentráciou sa v *Lolium perenne* pozoroval pokles čerstvej biomasy a sušiny výhonkov spolu s poklesom obsahu celkových chlorofylov, čo sme pozorovali aj v našich pokusoch na *Sinapis alba*. Zároveň sme preukázali štatisticky významnú pozitívnu koreláciu medzi čerstvou biomasou a sušinou koreňa, ako aj čerstvou biomasou koreňa a celkovými karotenoidmi (Tab. 4). Obsah sledovaných chlorofylov taktiež rástol priamo úmerne s celkovými karotenoidmi. Hladina TBARS v pokusoch HARTIKAINEN et al. (2000) štatisticky významne vzrástla už pri koncentrácii 10 mg Se(VI).kg⁻¹ pôdy, avšak tento ukazovateľ prepočítavali iba na obsah čerstvej biomasy výhonkov, čo môže byť skreslené vzhľadom na fakt, že pridanie samotného polokovu spôsobilo tiež pokles obsahu čerstvej biomasy a preto sa nedá objektívne posúdiť, do akej miery skutočne došlo aj k nárastu TBARS. V našich výsledkoch sme preto zvolili presnejší prepočet na sušinu, ktorej obsah je po prídavku Se reprodukovateľnejší než obsah čerstvej biomasy. Podobne ako HARTIKAINEN et al. (2000), aj my sme pozorovali zvyšovanie hladiny TBARS ako aj pokles koncentrácie voľných -SH skupín v prítomnosti Se(VI), čo však

nebolo štatisticky významné. Tieto výsledky však môžu poukazovať na zvýšený oxidačný stres v rastlinách.

Rastliny sú značne variabilné v odpovediach na prítomnosť Se (LAUGHLI, 1993; TERRY et al., 2000) a majú aktívny mechanizmus pre asimiláciu anorganického Se, ktorý je čiastočne nezávislý od asimilačnej cesty síry (LAUGHLI, 1993). Hoci sú stopové množstvá Se žiadúce, prekročenie ich hranice môže vyvolať vyššiu toxicitu ako arzén alebo ortuť (IRWIN et al., 1997). Keďže selén je esenciálny pre ľudí a zvieratá, a tzv. využitie selenizácie (teda obohatenie potravinových rastlinných výrobkov o Se) je stále aktuálne predovšetkým v krajinách s nedostatkom Se (napr. prehľadová práca FENG et al., 2013), je potrebné sledovať aj vplyv Se na rast a život samotných rastlín, pretože hranica medzi prospešnými a toxickými koncentráciami selénu je veľmi úzka.

POĎAKOVANIE

Projekt sa realizoval s finančnou podporou grantu Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR VEGA 1/0098/14.

LITERATÚRA

- ARVY, M.P., 1993. Selenate and selenite uptake and translocation in bean plants (*Phaseolus vulgaris*). Journal of Experimental Botany, 44: 1083-1087.
- DRAZIC, G. – MIHAILOVIC, N., 2005. Modification of cadmium toxicity in soybean seedlings by salicylic acid. Plant Science, 168: 511-517.
- EGGINK, L.L. – LOBRUTTO, R. – BRUNE, D.C. – BRUSSLAN, J. – YAMASOTO, A. – TANAKA, A. – HOOBER, J.K., 2004. Synthesis of chlorophyll *b*: Localization of chlorophyllide *a* oxygenase and discovery of a stable radical in the catalytic subunit [electronic version]. In: BMC Plant Biology 4: 16 p. Zdroj: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC406501/pdf/1471-2229-4-5.pdf>, citované 14.6.2015.
- ELRASHIDI, M.A. – ADRIANO, D.C. – WORKMAN, S.M. – LINDSAY, W.L., 1987. Chemical equilibria of selenium in soils: a theoretical development. Soil Science, 144: 141-152.
- FENG, R. – WEI, C. – TU, S., 2013. The roles of selenium in protecting plants against abiotic stresses. Environmental and Experimental Botany, 87: 58-68.
- GALLEGO, S.M. – BENAVIDES, M.P. – TOMARO, M.L., 1996. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress. Plant Science, 121: 151-159.
- HAMILTON, S.J., 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. Science of the Total Environment, 326(1-3): 1-31.
- HARTIKAINEN, H. – EKHOLM, P. – PIIRONEN, V. – XUE, T., 1997. Quality of the ryegrass and lettuce yields as affected by selenium fertilization. Agricultural and Food Science Finland, 6: 381-387.
- HARTIKAINEN, H. – XUE, T. – PIIRONEN, V., 2000. Selenium as an antioxidant and pro-oxidant in ryegrass. Plant and Soil, 225: 193-200.
- HEATH, R.L. – PACKER, L., 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. Archives of Biochemistry and Biophysics, 125: 189-198.
- IRWIN, R.J. – VAN MOUWERIK, M. – STEVENS, L. – SEESE, M.D. – BASHAM, W., 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia Selenium Energy, National Park Service, Suite 250, Fort Collins, CO.
- LI, H.F. – MCGRATH, S.P. – ZHAO, F.J., 2008. Selenium uptake, translocation and speciation in wheat supplied with selenate or selenite. New Phytologist, 178: 92-102.

- LICHTENTHALER, H.K. – WELLBURN, A.R., 1983. Determination of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transaction*, 60: 591-592.
- KAHAKACHCHI, C. – BOAKYE, H.T. – UDEN, P.C. – TYSON, J.F., 2004. Chromatographic speciation of anionic and neutral selenium compounds in Se-accumulating *Brassica juncea* (Indian mustard) and in selenized yeast. *Journal of Chromatography A*, 1054: 303-312.
- LAUGHLI, A., 1993. Selenium plants: uptake, functions and environmental toxicity. *Botanica Acta*, 106: 455-468.
- MAZEJ, D. – OSVALD, J. – STIBILJ, V., 2008. Selenium species in leaves of chicory, dandelion, lamb's lettuce and parsley. *Food Chemistry*, 107: 75-83.
- MOLNÁROVÁ, M. – FARGAŠOVÁ, A., 2009. Se(IV) phytotoxicity for monocotyledonae cereals (*Hordeum vulgare* L., *Triticum aestivum* L.) and dicotyledonae crops (*Sinapis alba* L., *Brassica napus* L.). *Journal of Hazardous Materials*, 172: 854-861.
- PEZZAROSSA, B. – PETRUZZELLI, G. – PETACCO, F. – MALORGIO, F. – FERRI, T., 2007. Absorption of selenium by *Lactuca sativa* as affected by carboxymethylcellulose. *Chemosphere*, 67: 322-329.
- SINGH, S. – SINHA, S. – SAXENA, R. – PANDEY, K. – BHATT, K., 2004. Translocation of metals and its effects in the tomato plants grown on various amendments of tannery waste: evidence for involvement of antioxidants. *Chemosphere*, 57: 91-99.
- DE SOUZA, M.P. – PILON-SMITH, E.A.H. – LYTLE, C.M. – HWANG, S. – TAI, J., 1998. Rate limiting steps in selenium assimilation and volatilization by Indian mustard. *Plant Physiology*, 117: 1487-1494.
- DE SOUZA, M.P. – PILON-SMITH, E.E.H. – TERRY, N., 2000. The physiology and biochemistry of selenium volatilization by plants. In: RASKIN, I. – ENSLEY, B.D. (Eds.): *Phytoremediation of Toxic Metals*. John Wiley and Sons, New York, 171 pp.
- STN 838303: Skúšanie nebezpečných vlastností odpadov. Ekotoxikita. Skúšky akútnej toxicity na vodných organizmoch a skúšky inhibície rastu rias a vyšších kultúrnych rastlín, 1999.
- TAPIERO, H. – TOWNSEND, D.M. – TEW, K.D., 2003. The antioxidant role of selenium and seleno-compounds. *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 57: 134-144.
- TERRY, N. – KARLSON, C. – RAAB, T.K. – ZAYED, A.M., 1992. Rates of selenium volatilization among crop species. *Journal of Environmental Quality*, 21: 341-344.
- TERRY, N. – ZAYED, A.M. – DE SOUZA, M.P. – TARUN, A.S., 2000. Selenium in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 51: 401-432.
- VINER, R.I. – HÜHMER, A.F.R., BIGELOW, D.J., SCHÖNEICH, C., 1996. The oxidative inactivation of sarcoplasmic reticulum Ca^{2+} -ATPase by peroxynitrite. *Free Radical Research*, 24: 243-259.
- WILBER, C.G., 1980. Toxicology of selenium: a review. *Clinical Toxicology*, 17: 171-230.
- ZAYED, A. – LYTLE, C.M. – TERRY, N., 1998. Accumulation and volatilization of different chemical species of selenium by plants. *Planta* 206: 284-292.

VPLYV BANSKEJ A HUTNÍCKEJ ČINNOSTI NA GEOEKOLOGICKÚ ŠTRUKTÚRU MESTA KROMPACHY

THE IMPACT OF MINING AND METALLURGICAL ACTIVITIES ON THE GEOECOLOGICAL STRUCTURE OF THE KROMPACHY TOWN

JULIANA KROKUSOVÁ – VLADIMÍR ČECH¹

ABSTRACT

The aim of this paper is focus to the negative impact of many years of mining and metallurgical activities on all components of the environment. The area near Krompachy and the surrounding villages poses one of the main sources of pollution in the stredný Spiš region. The mining and industrial activities have been operating in the place for several centuries. In the Krompachy town there are several industrial plants and as the bigger polluter is considered Kovohuty operation. The main consequence of these activities is environmental contamination by heavy metals, especially air, soil, surface water and groundwater. Very negative and dangerous are ponds in this area. There is located an industrial pond in Krompachy town, where waste is accumulated by more than one operator which is already reclaimed. The important problem that remains is tailing impoundment that has been used by mine Slovinky and later there was accumulated cinder by Kovohuty. These activities strongly disturb geoecological landscape structure of the Krompachy town. However, it is necessary to note a significant improvement due to more stringent environmental policy, modernization of plants and the closure of mines in Slovinky.

KEY WORDS

Krompachy town, pollution, heavy metals, ponds, geoecological structure, landscape

Úvod

Oblasť stredného Spiša predstavuje tradičnú banícku oblasť. Nachádzajú sa tu bohaté zásoby nerastných surovín, predovšetkým medenej a železnej rudy. V minulosti tu prebiehala intenzívna banská a priemyselná činnosť. Po roku 1989 sa začalo v regióne s útlmom ťažobného a upravnárskeho priemyslu. V dôsledku vyčerpania zásob a nerentabilnosti ťažby došlo k jej zastaveniu a zatvoreniu baní. Za medzník sa považuje rok 1993, kedy v Rudňanoch a Slovinkách došlo k zastaveniu ťažby a odstaveniu kritických prevádzok, ktoré sa najviac podieľali na znečistení životného prostredia. Samotná ťažba, ale aj jej ukončenie znamenali dopad na krajinu a ľudí, čo v nej žijú. Dlhoročná prevádzka má za následok kontamináciu životného prostredia ťažkými kovmi, predovšetkým As, Cu a Zn. Aj po zatvorení bane na Slovinkách priemyselná činnosť v Krompachoch stále pokračuje. Prírodné podmienky predurčili mestu prevažne priemyselný charakter. Okrem závodu KOVOHUTY a.s. Krompachy, ktorý je hlavným znečisťovateľom, sú tu aj iné závody - SEZ a.s. vyrábajúce široký sortiment elektrotechnických prístrojov. Výrobky z liatiny sú hlavným programom firmy ZLIEVAREŇ SEZ a.s. Medzi významné podniky, ktoré pôsobia na území mesta patrí aj ZINKÓZA a HASMA.

¹ Katedra geografie a aplikovanej geoinformatiky, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, Ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov, juliana.krokusova@gmail.com, cech@unipo.sk

Je však nevyhnutné konštatovať, že jednotlivé prevádzky prešli modernizáciou a jednotlivé závody venujú väčšiu pozornosť environmentálnej politike.

Vzhľadom k tomu, že oblasť stredného Spiša bola dlhodobo zaťažená banskou a následne uprávarenskou činnosťou, bol tu vykonávaný dlhoročný výskum zameraný na kontamináciu všetkých zložiek životného prostredia, na transformáciu krajiny a negatívny dopad týchto činností na zdravie obyvateľstva (TEMKOVIČ 1998, Environmentálny akčný program ohrozenej oblasti Stredný Spiš 1997, KLUKANOVÁ 2007, LIŠČÁK 2010, 2011, 2012, BAJTOŠ 2012). Zdrojom komplexných informácií sú predovšetkým Správy o stave životného prostredia v Slovenskej republike v jednotlivých rokoch, čiastkové monitorovacie správy vydávané Ministerstvom ŽP SR a Geologickým ústavom. Vedecký výskum realizovaný v danom regióne bol zameraný na znečistenie ovzdušia podnikom Kovohuty Krompachy (FRANCOVÁ 2005, MAREČKOVÁ 2002, KROKUSOVÁ 2013a), na znečistenie povrchových a podzemných vôd (BREHUV 2004, BREHUV 2005, KOŠČOVÁ 2005, BOBRO 2006, ŠUTRIEPA 2007, KOŠČOVÁ 2007), na kontamináciu pôd ťažkými kovmi v Krompachoch a okolitých obciach (GALLO, TAKÁČ 2008, HRONEC 1996, ANGELOVIČOVÁ - FAZEKAŠOVÁ 2013), na degradáciu vegetačného krytu (BAKER 1981, BANÁSOVÁ 1973, BANÁSOVÁ 1976, BANÁSOVÁ – LACKOVIČOVÁ 2004), na kontamináciu húb ťažkými kovmi v Krompachoch (ZIMMERMANNOVÁ 2000). Výsledkom banskej a hutníckej činnosti sú aj nezvratné zmeny reliéfu, ktoré sa v skúmanej lokalite najvýraznejšie prejavujú v podobe odkalísk, ktoré sú predmetom dlhodobého monitoringu (MASAROVÍČOVÁ 2008, ŠOTTNÍK 2011, ČECH-KROKUSOVÁ-KUNÁKOVÁ 2011, JURKOVIČ 2012, KROKUSOVÁ 2013b).

MATERIÁL A METÓDY

V prípravnej etape to boli kamerálne metódy práce, a to predovšetkým získavanie, štúdium a spracovanie podkladových materiálov, interpretácia leteckých fotografií, excerpcia a spracovanie dostupných publikovaných (aj nepublikovaných) materiálov a mapových podkladov o skúmanom území. Terénny výskum bol zameraný na mapovanie, pozorovanie a fotodokumentáciu. V rámci terénneho výskumu bola uskutočnená aj návšteva Mestského úradu v Krompachoch a závodu Kovohuty Krompachy za účelom získania interných materiálov. Počas terénneho výskumu sme veľkú pozornosť venovali odkaliskám, a to konkrétne priemyselnému odkalisku Halňa, a banskému odkalisku Kaligrund, ktorého súčasný stav je alarmujúci. V záverečnej etape sme sa zamerali na sumarizáciu a selekciu údajov a informácií získaných vlastným terénnym výskumom a ich doplnenie o údaje získané v prípravnej etape. Pri spracovaní výsledkov boli použité aj grafické a digitalizačné metódy.

VÝSLEDKY

GEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA MESTA KROMPACHY

Poloha

Krompachy ležia v strednej časti doliny Hornádu. Nadmorská výška sa pohybuje v rozpätí od 360 do 933 m n.m, rozloha mesta je 22,89 km². Krompachy sa nachádzajú na styku dvoch geomorfologických celkov Hornádskej kotliny, podcelok Hornádske podolie a Volovských vrchov, podcelok Hnilecké vrchy. Z administratívneho hľadiska patria okresu Spišská Nová Ves v Košickom kraji. V Krompachoch žije 8 877 obyvateľov (stav k 31.12.2013) a hustota zaľudnenia je 387,81 obyv./km².

Dopravnou cestnou tepnou je cesta II. triedy č. 547, ktorá prechádza zo Spišského Podhradia cez Krompachy do Košíc. Na európsku cestu E 50 sa napája v Spišskom Podhradí. Územím Krompach prechádza hlavný železničný ťah Čierna nad Tisou - Košice - Poprad – Žilina.

Geologické pomery

Širšie okolie Krompách je zaujímavé z geologickej stránky, pretože ide o územie na styku niekoľkých geologicko - tektonických jednotiek centrálnej časti Západných Karpát, ktoré zároveň patria k významným geomorfologickým celkom: k Slovenskému Rudohoriu a Hornádskej kotline. Vlastné okolie Krompách tvoria tieto série a útvary: gelnická séria (kambrium – silúr), rakovecká séria (devón), karbón, perm, spodný a stredný trias. Gelnická séria má komplikovanú tektonickú stavbu a tvorí ju komplex sedimentárnych a vulkanických hornín. Z petrografickej stránky sú epizonálne premenené sedimentárne horniny tejto série veľmi monotónne a líšia sa navzájom len rôznym pomerom zastúpenia kremeňa, sericitu, prípadne chloritu. Ide o kvacity a rôzne druhy fylitov: sericitické, sericiticko-chloritické, kremité a podradnejšie grafitické s vložkami lyditov. Vulkanické horniny tvoria kyslé syngenetické submarinné efúzíva – kremitých porfýrov a ich pyroklastík, ktoré sa epizonálnou regionálnou metamorfózou zmenili na porfýroidy a tufoporfýroidy. Rakovecká séria v súvislom pruhu lemuje na severe gelnickú sériu. Podobne ako gelnickú, i rakoveckú sériu tvoria sedimentárne a vulkanické epizonálne metamorfované horniny. Z epimetamorfovaných sedimentov sú to opäť rôzne druhy fylitov, avšak so zvýšeným obsahom chloritu. Vulkanizmus je bazický – diabázový. Na stavbe Hornádskej kotliny sa podieľa vnútrokarpatský flyš, ktorý sa začína borovským súvrstvom, ktoré vystupuje na južnom okraji kotliny, t.j. na úpätí Slovenského Rudohoria. Zlepence sú hrubozrné až balvanovité, smerom do nadložia prechádzajú do pieskovcov až prechodného súvrstvia, kde pieskovce prevažujú nad ílovcami (MELLO a,b 2000).

Geomorfologické pomery

Severnú časť katastrálneho územia Krompách tvorí prevažne vrchovinový reliéf, smerom na juh prechádza do hornatinového reliéfu. Najpestrejší reliéf je v západnej časti katastrálneho územia, kde vystupujú na povrch mezozoické karbonátové horniny tektonickej jednotky Spišský príkrov. Os katastrálneho územia tvorí Slovinský potok, ktorý je pomerne hlboko zarezaný v paleozoických horninách gemerika. Niva potoka je pomerne úzka. V intraviláne Krompách je koryto spevnené kamennou dlažbou. Prítoky Slovinského potoka vytvorili menšie náplavové kužele tvorené prevažne ostrohrannými málo opracovanými úlomkami hornín. Samotná dolina Hornádu má charakter doliny s nivou. Riečna niva je tu rovinatá so sklonom maximálne 3°. Od Spišských Vlách po Krompachy tečie Hornád v prielomovej doline oddeľujúcej Branisko od Volovských vrchov. Niva je tu široká 150 – 350 m. V časti doliny Hornádu západne od mesta na pravej strane sú stredné riečne terasy (MICHAELI 2001).

Klimatické pomery

Podľa Končeka (1980) patrí severná časť Krompách do mierne teplej oblasti, v severozápadnej časti prevláda okrsok mierne teplý, mierne vlhký so studenou zimou, dolinový a v severovýchodnej časti je to okrsok mierne teplý, vlhký, vrchovinový. Južná časť zasahuje do chladnej klimatickej oblasti, okrsok mierne chladný. Priemerná ročná teplota je 6,8°C, v januári - 6,2°C a v júli 17,0°C. Teplota pod 0°C trvá v dlhodobom priemere v Krompachoch 96 dní. Prírodná snehová pokrývka trvá priemerne 75 - 80 dní v roku.

Hornádska kotlina je prechodného typu medzi teplými nízkopoloženými a vysokopoloženými kotlinami. Kontinentalita podnebia má hodnotu okolo 34 % a je zapríčinená častými zimnými inverziami zväčša celodenného typu. Počas nich je v kotline chladnejšie ako na svahoch okolitých pohorí. Sprievodným znakom inverzií sú pomerne časté hmly. Inverziami je spôsobený aj pomerne značný rozdiel medzi najteplejším a najchladnejším mesiacom v roku, ktorý je 23,2°C.

Hornádska kotlina je relatívne suchá, čo súvisí s polohou v zrážkovom tieni Tatier. Zrážkové pomery sú určované postupom cyklón zo severozápadu a západu. Priemerný úhrn zrážok je 600

– 650 mm. Maximum zrážok spadne v letnom polroku (júl – 100 mm) a minimum v zimnom polroku (január – 26 mm).

Poloha mesta v uzavretej tesnej kotline zapríčiňuje značnú zotrvačnosť poveternosti. Nová vzduchová hmota preniká do kotliny len veľmi pomaly a poveternosť sa udrží niekoľko dní. Reliéf upravuje prúdenie prevládajúcich vetrov, ktoré sú prevažne západného a východného smeru.

Vodstvo

Prirodzenú os katastrálneho územia tvorí Hornád. Preteká južným okrajom Hornádskej kotliny. V Krompachoch tečie v nadmorskej výške približne 367 m n.m. Podstatná časť intravilánu mesta leží na jeho pravom brehu. V Krompachoch sa do Hornádu vlieva jeho pravostranný prítok Slovinský potok vo výške 370 m n.m. Slovinský potok má v meste koryto spevnené kamennou dlažbou.

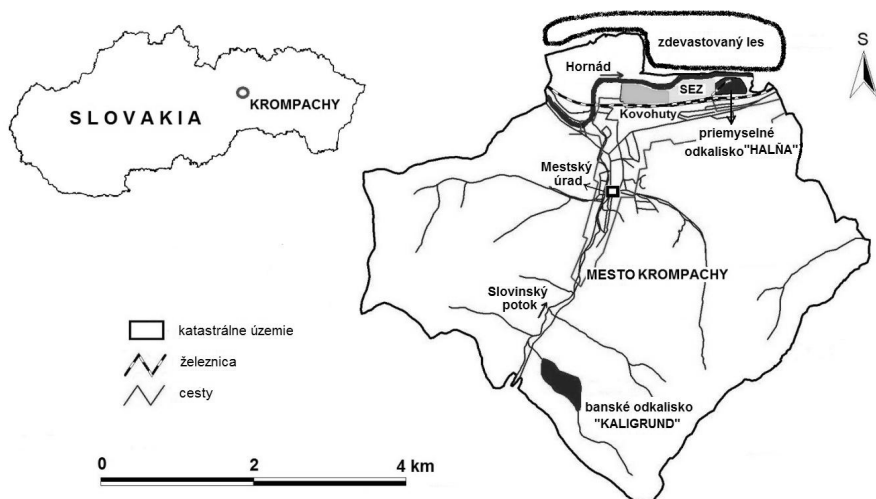
Pôdy

V prevažnej miere dominujú kambizeme modálne varieta kyslá (*Dystric Cambisols*), v južnej časti územie sa vyskytujú aj kambizeme modálne varieta nasýtená (*Eutric Cambisol*). Na pravej strane Slovinského potoka sú kambizeme podzolové (*Cambic Podzols*). Ide o pôdy piesočnato-hlinité až hlinité, v oblasti nivy Hornádu a širšom okolí Slovinského potoka hlinité. Z hľadiska skeletnatosti sú slabo až stredne skeletnaté.

Fauna a flóra

Z fytogeografického hľadiska (FUTÁK 1980) patria Krompachy do obvodu západokarpatskej flóry (*Carpaticum occidentale*). Severná časť zasahuje do podobvodu flóry vnútrokarpatských kotlín (*Intracarpaticum*), kde dominujú hlavne dubovo – hrabové lesy. Južná časť patrí do podobvodu predkarpatskej flóry (*Praecarpaticum*), kde prevažujú bukové lesy.

Z hľadiska zoogeografického členenia (ČEPELÁK 1980) patrí územie do provincie Karpaty, západokarpatskej subprovincie. Južná časť zasahuje do obvodu horskej fauny. Žije tu bocian biely (*Ciconia ciconia*), kuvik obyčajný (*Athene noctua*), zajac poľný (*Lepus europaeus*), kuna skalná (*Martes foina*), kuna lesná (*Martes martes*), jeleň lesný (*Cervus elaphus*), srnec lesný (*Capreolus Capreolus*), vlk obyčajný (*Canis lupus*).



Obrázok 1. Priestorové rozmiestnenie banských a priemyselných foriem reliéfu

HISTÓRIA BANSKEJ A PRIEMYSELNEJ ČINNOSTI V MESTE KROMPACHY A JEHO OKOLÍ

V okolí Krompách sa počas 700 rokov ťažili a spracúvali rudy obsahujúce železo a neželezné kovy. Už v 2. polovici 19. storočia sa vyrábala meď v neďalekej Štefanskej Hute, kde v 70. rokoch minulého storočia bola vybudovaná elektrolytická rafinácia medi, druhá na svete po nemeckej v Hamburgu. V roku 1937 sa v Krompachoch v priestoroch bývalých železiarní začala vyrábať meď. Výroba bola prerušená počas 2. svetovej vojny a obnovená znovu v roku 1951. Kovohuty sa stali hlavným výrobcom a dodávateľom vysoko čistých medených katód na území bývalého Československa.

Na rozhraní 60 a 70-tych rokov 20. stor. sa prejavoval nedostatok medi a súčasne rástol tlak na zlepšovanie životného prostredia. Preto bola vypracovaná investičná úloha na modernizáciu výroby medi a likvidáciu síry arzenu z odplynov. Vybudovalo sa zariadenie na výrobu síranu zinočnatého zo zinkových úleto. Najväčšou investičnou akciou bola modernizácia hutníckych prevádzok, v ktorých sa vyrábala meď z rudných surovín - koncentrátov a odpadov. Na zabezpečenie rozptylu imisií bol postavený 200 m vysoký komín.

V 80-tych rokoch 20. stor. sa začali riešiť problémy životného prostredia. Bola postavená výrobná kyseliny sírovej, ktorá mala za cieľ spracovať plyny z konvertorov rudnej huty. Do prevádzky bola uvedená v r. 1988. Množstvo vypúšťaného oxidu siričitého, arzenu, ťažkých kovov a prachu kleslo o 50 - 55%, čo priaznivo ovplyvnilo aj kvalitu ovzdušia. Moderné filtre zachytávali úlety na spracovanie odpadov. V roku 1993 došlo k ďalšiemu rozvoju výroby zakúpením kontinuálnej odlievacej a valcovacej linky na výrobu medených drôtov - vstupnej suroviny pre kabelárske závody.

Po niekoľkomesačnom prerušení výroby, od apríla 1999 do septembra 2000, spôsobenom reštrukturalizáciou vlastníckych vzťahov bola obnovená výroba medi spracovaním medeného šrotu, rafinačných a zostatkových materiálov, ako aj nakúpených medených polotovarov.

V súčasnosti technológia výroby spočíva v tavení rafinačných a zostatkových materiálov na šachtovej peci a následkom konvertorovaní. Konvertorová meď spolu s medeným šrotom tvoria vsádzku sklopnej rafinačnej pece. Výsledkom pyro-rafináčného procesu sú medené anódy.

Po niekoľkonásobnej zmene vo vlastníckych štruktúrach a úpadku do bankrotu na konci 90-tych rokov minulého storočia, bola v roku 2000 založená nová spoločnosť Kovohuty, a.s., ktorá si dala za cieľ obnovenie výroby medi v Krompachoch. Hlavná metalurgická činnosť podniku zostala zachovaná, hlavné produkty podniku sú medené anódy a medený drôt.



Obrázok 2. Pohľad na Kovohuty v r. 1938 (zdroj: archív mesta Krompachy)

DOPAD BANSKEJ A HUTNÍCKEJ ČINNOSTI NA KRAJINNÚ ŠTRUKTÚRU

Sprievodným javom intenzívnej banskej a priemyselnej činnosti je aj transformácia krajiny, ktorá sa konkrétne prejavuje v podobe banských a priemyselných antropogénnych foriem reliéfu.

Odkaliská**Banské odkalisko Kaligrund**

Odkalisko Kaligrund sa nachádza v katastrálnom území Krompách. Je síce lokalizované na území mesta Krompachy, ale patrilo bani Slovinky. Do roku 1993 kedy došlo k uzavretiu ložiska Slovinky tu bol deponovaný flotačný kal. Od tej doby sa v miestnej úpravni spracúvala len struska z Kovohút, ktorá v súčasnosti tvorí najvrchnejšie horizonty. Vo vertikálnom reze odkaliska rozlišujeme dve vrstvy. Vrchná časť odkaliska je tvorená tmavou struskou z Kovohút, mocnosť 5 – 6 m, pod ktorou sú uložené flotačné kaly pochádzajúce zo spracovania siderit-sulfidických rúd. Odkalisko je suché, povrchová vrstva nie je zrekultivovaná. Minerálny materiál odkaliska tvorí hlavne kremeň, siderit, chalkopyrit, tetraedrit, arzenopyrit, pyrit. Analýzami celkového zloženia materiálu odkaliska bol zistený výrazný rozdiel v zložení vrchnej vrstvy strusky a hlbšie uloženého flotačného kalu. Z potenciálne toxických prvkov, ktoré môžu predstavovať prípadné riziko znečistenia pre okolité životné prostredie, boli vo vrchnej vrstve odkaliska (struska) a spodnej časti odkaliska zistené zvýšené koncentrácie najmä pri Cu, Zn, Cr, Pb, Ba, Sn, As a Sb (TÓTH 2012). V roku 2010 po udalostiach v Maďarsku bol vykonaný monitoring všetkých odkalísk, pri tomto monitoringu sa zistilo, že stav tohto odkaliska je neuspokojivý a je tu vysoké riziko ekologickej havárie.



Výška hrádze odkaliska je 113 metrov. Je to vlastne najvyššia vodná stavba na Slovensku. Odkalisko, kde sa skladuje milión ton kalu s obsahom arzénu, má síce vybudovaný odtok, ten sa však pomerne ľahko upcháva počas dažďov, či topenia snehu. Dopravu kalu vo forme hydrozmesi z úpravne rúd závodu na odkalisko zabezpečovali tri čerpacie stanice zaradené za sebou po trase kalovodu. Ročne sa na odkalisku uskladňovalo cca 275 kt flotačného odpadu. Ide o odkalisko s najväčšou hrúbkou kalu na Slovensku.

V súčasnosti odkalisko pripomína „mesačnú krajinu“. Vedú k nemu dve cesty. Jedna smerom od úpravne rudy na Slovinkách, a druhá po svahu smerom od hlavnej cesty. Svah je terasovite upravený. Odkalisko je bez vegetácie. Popod odkalisko tečie Slovinský potok, ktorý preteká cez Krompachy a vlieva sa do Hornádu. Došlo aj k situácii, keď sa kal dostal do potoka. Mesto Krompachy muselo riešiť tento havarijný stav. V každom ohľade predstavuje odkalisko environmentálny hazard. Na povrchu je pevnejšia škrupina, ale vo vnútri je kal poloplastický a stále pracuje. Jeho orgánov, stály monitoring a konkrétne opatrenia.

Obrázok 3. Letecký pohľad súčasný stav vyžaduje veľkú pozornosť zainteresovaných (zdroj: CICMANOVÁ, 1996)

Vlastnícké pomery odkaliska

Od r. 1999 kedy sa prestalo aktívne používať, prešlo zmenami vlastníctva niekoľkokrát, no dohľad na ňom sa stále vykonával až do konca roku 2003, keď bolo predané novému vlastníkovi Holyvet s.r.o. Košice, ktorý sa vzápätí dostal do platobnej neschopnosti a dohľad neobjednával. Po viacerých rokovaníach počas roku 2004 za účasti orgánu štátnej vodnej správy, správca konkurznej podstaty v roku 2005 odmietol uzavrieť zmluvu na vykonávanie dohľadu. OÚŽP Spišská Nová Ves preto rozhodnutím uložilo konkurznému správcovi zabezpečiť odborný technicko-bezpečnostný dohľad. Ten sa voči tomuto rozhodnutiu odvolal na KÚŽP Košice, ktorý prvostupňové rozhodnutie v plnom rozsahu potvrdil. Od začiatku roku 2004 až do súčasnosti sa však na odkalisku dohľad nevykonáva ani v minimálnom rozsahu. Zároveň sa doteraz nerealizovali opatrenia na odstránenie poruchy zo septembra 2001, keď došlo k výronu zakalenej vody - príčinou bolo prepadnutie starého potrubia vratnej vody.



Obrázok 4. a, 4. b. Technický stav na odkalisku (zdroj: KROKUSOVÁ, a 2010, b 2015)

Súčasný stav odkaliska

Hlavný problém je v tom, že v súčasnosti je bez dohľadu a v podstate sa oň nemá kto starať. Vlastník odkaliska sa dostal do konkurzu a odvtedy nebezpečnú nádrž nikto nekontroluje. Odkalisko zadržiava viac ako milión ton kalu, ale zariadenie odkaliska je očividne poruchové. Stav na odkalisku je vážny, hrádzový systém je devastovaný a nie je vylúčené jeho ohrozenie pri nadmernej zrážkovej činnosti alebo pri prudkom topení snehu. Pokračuje tam nielen devastácia, ale aj postupná likvidácia merného i prevádzkového zariadenia a vybavenia vodnej stavby, ktorá sa tak stáva prakticky neovládateľnou. Na devastácii sa významne podieľajú obyvatelia okolitých osád. Vytrhávajú z nej všetko, čo sa dá speňažiť v zberných surovinách. Napríklad rúry z odvodňovacieho systému. Dokonca rozbíjajú betónové skruže len preto, aby z nich získali železnú výstuž. Dokonca rozbíjajú už aj geodetické body, aby z nich vybrali klinečné značky. Pritom práve tie skruže, resp. betónové a kovové drenážne rúry slúžia na odvedenie vody z odkaliska, čím zabezpečujú jeho bezpečnosť. Ak by došlo k pretrhnutiu hrádze, kal z nej by mohol zaplaviť Slovinky aj do výšky niekoľkých metrov.



Obrázok 5. Koruna navyšovacej hrádze
(zdroj: KROKUSOVÁ, 2005)



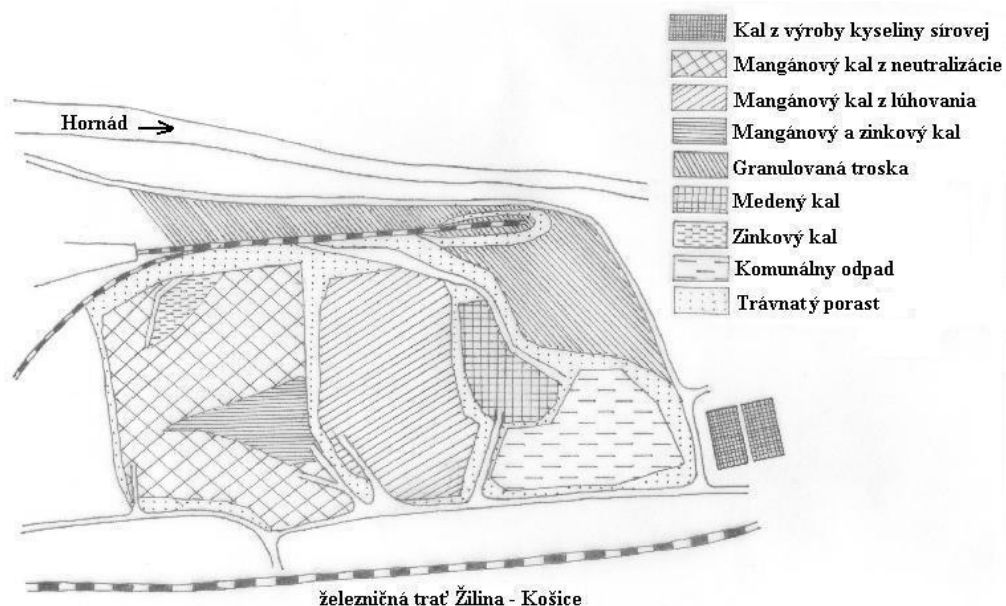
Obrázok 6. Postupná sukcesia na hrádzi
(zdroj: KROKUSOVÁ, 2015)

Priemyselné odkalisko „Halňa“



Priemyselné odkalisko „Halňa“ je pozitívnym príkladom rekultivácie environmentálnych záťaží, na ktorom bola uložená *železorudná troska a odpady z hutníctva medi*. Odkalisko sa nachádza na pravom brehu rieky Hornád, ktorý ho ohraničuje na severe. Na juhu je ohraničené železničným násypom trate Žilina – Košice. V tesnej blízkosti na juhozápadnom okraji odkaliska sa nachádza rómska osada. Od odkaliska ju delí násyp železničnej trate. Na západnom okraji susedí odkalisko s areálom podniku SEZ. Na severovýchodnom okraji sa nachádza čistička odpadových vôd. Je dlhé približne 470 m a široké 180 m. Skládku využívali Kovohuty od svojho vzniku v roku 1937 pre skládkovanie výpalkov, skládkou komunálneho odpadu bolo od roku 1960. Pôvodne bol priestor „Halne“ využívaný Kovohutami, neskôr túto lokalitu začalo využívať mesto a SEZ Krompachy pre skládkovanie odpadu. Terajší majoritný vlastník tejto záťaže je mesto Krompachy.

Obrázok 7. Letecký pohľad
(zdroj: CICMANOVÁ, 1996)



Obrázok 8. Priestorové rozmiestnenie skládkového materiálu na Halni
(zdroj: Spracované podľa Kol. autorov: Intenzifikácia spracovania koncentrátov medi 1997)

Odkalisko bolo uzavreté v roku 1999. Monitoringom podzemných vôd bolo zistené prekročenie povolených limitov viacerých prvkov (As, Cd, Ni, B, Zn, Sb). Zrážkové a podzemné vody premývajúce odkalisko produkovali výluhy priamo znečisťujúce rieku Hornád a jej sedimenty ťažkými kovmi. Nachádzali sa tu aj nebezpečné kyanidy. Na skládke sa tvoril prach s vysokým obsahom zdraviu škodlivých ťažkých kovov, čo predstavuje priame ohrozenie zdravia ľudí žijúcich v susedstve odkaliska. Počas letných dní sa dokonca v kalových bazénoch kúpali deti z blízkej rómskej osady. Zátťaž pre životné prostredie i ohrozenie ľudí bolo vysoké.



Obrázok 9. Mangánový kal z lúhovania
(zdroj: KROKUSOVÁ, 2005)



Obrázok 10. Kal medi
(zdroj: KROKUSOVÁ, 2005)

Po viacerých zmenách je v súčasnosti vlastníkom mesto, ktoré sa rozhodlo uzatvoriť a rekultivovať povrch odkaliska v súlade s aktuálnou legislatívou a predpismi. Výsledkom je redukcia negatívnych

vplyvov odkaliska na okolie a zamedzenie šírenia nebezpečenstva. Podľa vypracovaného projektu sa rekultivácia vykonala formou zatrávnenia pre parkové účely.



Obrázok 11. a, 11. b. Stav priemyselného odkaliska Halňa po rekultivácii (zdroj: KROKUSOVÁ, 2012)

KONTAMINÁCIA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

Ovzdušie

Krompašský emisný areál je veľmi rozsiahly aj vďaka vysokému komínu a špecifickým rozptylovým podmienkam. Starý nízky komín huty znečisťoval desiatky rokov najmä bezprostredné okolie. V 70. rokoch 20. storočia postavili nový 200 m vysoký komín, aby sa emisie rozptýlili do širšieho okolia a znížili sa ich koncentrácie v Krompachoch. Zmenou výšky komína sa zmenila distribúcia imisií a ich negatívny účinok na vegetáciu sa prejavil vo väčšej vzdialenosti. Najviac zasiahnuté sú okolité obce v okolí Krompách, a to predovšetkým Richnava, Kluknava a Kolinovce. Závody spracujúce rudy s obsahom ťažkých kovov môžu znečisťovať emisiami krajinu do vzdialenosti 20 – 100 km (FRANCOVÁ 2005). Z hľadiska rozptylu emisií je Hornádska kotlina, v ktorej sú určujúcim zdrojom znečisťovania Kovohuty Krompachy veľmi nepriaznivá. Je to spôsobené ich polohou na dne kotliny, ako aj blízkosťou mohutného horstva. Hornádska kotlina leží v tieni okolitých horských masívov a na svoju nadmorskú výšku má nízke priemerné úhrny zrážok. To spôsobuje nepriaznivú situáciu z hľadiska vypršania škodlivých látok a samočistenia atmosféry. Prúdenie vzduchu určuje najmä orientácia údolia Hornádu a je charakterizované nízkymi priemernými rýchlosťami vetra, ktorých priemerné mesačné hodnoty nepresiahli 2 m/s. Zlé rozptylové podmienky vysvetľujú aj vysoké hodnoty bezvetria. Bezvetrie sa v tejto oblasti vyskytuje až v 58% roka, rýchlosti do 2 m/s sú pozorované v 25% prípadov, čo predstavuje 1/4 roka.



Obrázok 12. Kovohuty v r. 1962 (zdroj: www.kovohuty.sk)

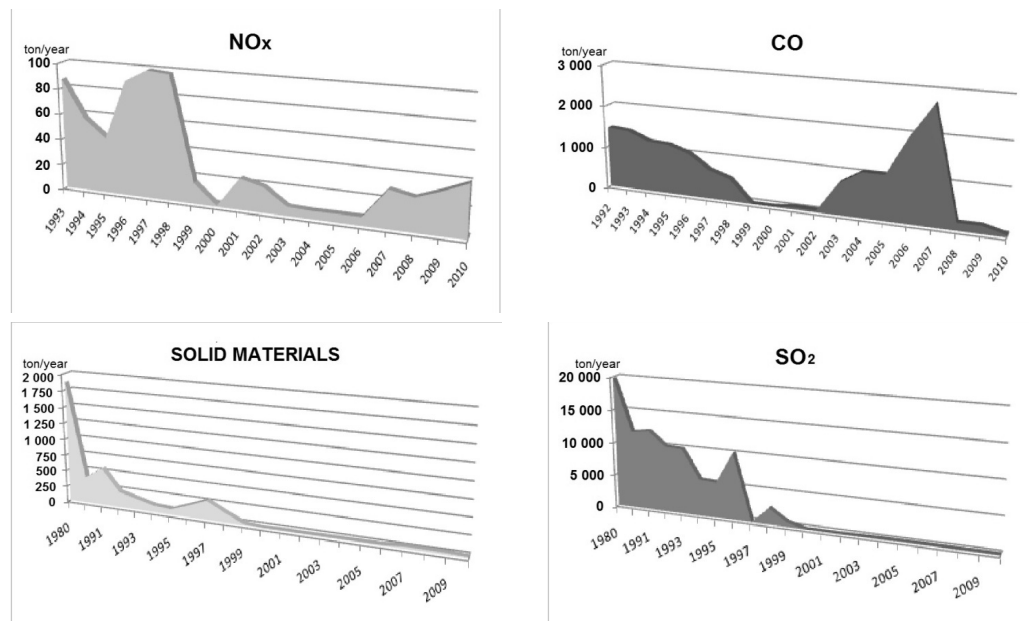


Obrázok 13. Súčasný stav – porovnanie výšky komínov (zdroj: KROKUSOVÁ, 2006)

Napriek pravidelnému monitoringu, boli zaznamenané aj nárazové enormne vysoké prekročenia limitných hodnôt. Pri podrobnej kontrole bola zistená absencia alebo poškodenie filtrov, začo bola uložená podniku aj pokuta. Do budúcnosti je nevyhnutný pravidelný monitoring a prísne kontroly vypúšťania emisií do ovzdušia. Situácia z hľadiska znečistenia má tendenciu zlepšovať, avšak odstránenie dôsledkov a rekultivácia územia vyžaduje ešte dlhý čas.

Vodstvo

Rieka Hornád a jej prítoky (Hnilec, Rudniansky a Slovinský potok) patrí medzi najviac znečistené toky na Slovensku. Hlavným dôvodom znečistenia je dlhoročná banská a upravárenská činnosť v povodí, ide o nedodržanie limitov vypúšťaných odpadových vôd do kanalizácie zo strany priemyselných podnikov a nedostatočný spôsob likvidácie tuhých odpadov zo strany veľkých znečisťovateľov. Hlavným problémom je dlhodobé zaťaženie vôd ťažkými kovmi. Kvalita vody v skupine mikropolutantov (F-skupina) sa v dlhodobom horizonte výrazne nemení. Koncentrácie ťažkých kovov zaraďujú toky v skúmanom území do IV. a V. triedy kvality. V F-skupine v odberovom mieste Kolinovce došlo v posledných rokoch k miernemu zlepšeniu, avšak pod Krompachmi sa kvalita vody v Hornáde opäť zhoršuje a v ďalšom odberovom mieste pod Kluknavou, ktorá je vzdialená od Kolinoviec len 13 km, opäť dosahuje IV. triedu kvality vody. Kritické je najmä znečistenie vôd zlúčeninami Hg, As, Zn, Cu, Pb, Cr a Mn. Uvedené prvky sa veľmi intenzívne akumulujú a zúčastňujú na procesoch bioakumulácie, následkom čoho ich obsahy v sedimentoch vodných tokov, ale najmä vo vodnej nádrži Ružín dosahujú vyššie hodnoty. Voda a dnové sedimenty vodnej nádrže Ružín a jej prítokov sú znečistené vysokými obsahmi niektorých toxických prvkov. Ich pôvod je v ložiskovom, v minulosti bansky a hutnícky využívanom území. Vo voľnej vode sa nachádzajú zvýšené obsahy Cu, Hg a Zn, ktoré zaraďujú kvalitu vody z hľadiska obsahu mikropolutantov do kategórie znečistenej až silno znečistenej vody. V sedimentoch sú zvýšené obsahy Cu, Zn, Hg a Mn, ktoré mnohonásobne prekračujú limitné hodnoty.



Obrázok 14. Produkcia znečisťujúcich látok podnikom Kovohuty Krompachy (zdroj: Správy o stave životného prostredia 1992 – 2013)

Pôdy

Z hľadiska kontaminácie pôd ťažkými kovmi patrí oblasť stredného Spiša medzi najviac postihnuté územia v rámci celej SR. V pôdach sa zistilo prekročenie limitov pri Hg, Cu, Zn, As, Cd, Pb. Kontaminácia pôd v postihnutých oblastiach preukazne znížila produkciu lesnej i poľnohospodárskej výroby a spôsobuje kontamináciu potravinového reťazca. K najproblematickejším patria odpady vyprodukované z Kovohút. Jedná sa o medené výpražky s obsahom Sb (20-30 %) Cu (2-6 %) a malých podielov (do 1 %) Bi, As, Pb, Ag, Hg pôvodne sústredených na troch haldách s celkovou hmotnosťou 60 000 t. Ako uvádza Fargašová (2009) pôdy v blízkosti Krompáchsú sú zafažené As a Cu. Navyše sa k nim pridružujú ešte zvýšené obsahy mobilných foriem Cd 0,42-3,9 mg Cd/kg (indikačná hodnota 0,8 mg Cd/kg) a mobilných foriem Pb 136-273 mg Pb/kg (indikačná hodnota 65 mg Pb/kg). Problém vysokých obsahov ťažkých kovov v pôde sa netýka len samotného mesta. Nadlimitné hodnoty medi boli zistené v pôdach okolitých obcí Richnava, Hrišovce a Slovinky, extrémne kontaminované lokality s obsahom medi nad 50 mg.kg-1 boli zistené v pôdach PD Kluknava. V týchto pôdach bol zistený tiež vysoký obsah zinku. Kovy vstupujúce do pôdy sú prevažne v nedostupnej forme, ale pôsobením rôznych procesov prebiehajúcich v pôde sa stávajú dostupné a sú prijímané rastlinami. Špecifikum ťažkých kovov spočíva v tom, že sú nedegradabilné. Zvyšovaním ich obsahu v pôdach sa zvyšuje aj ich nárast v potravinách, čo nepriaznivo vplýva na zdravie ľudí (TAKÁČ 2008).

Špecifikum rizikových prvkov akumulovaných v pôde spočíva v tom, že nepodliehajú procesom prirodzenej degradácie a stávajú sa stálou zložkou pôdy. Vplyv kontaminujúcich látok na hygienický a produkčný stav pôd predstavuje komplikovaný problém. Kontaminácia pôdy v postihnutých oblastiach preukázateľne znižuje jej biologickú aktivitu, nepriaznivo ovplyvňuje produkciu lesnej a poľnohospodárskej výroby a následne spôsobuje kontamináciu potravinárskych produktov cudzorodými látkami. Jednou zo zložiek potravinového reťazca sú i jedlé huby. Koncentrácia uvedených prvkov môže byť v hubách niekoľkokrát vyššia než v okolitej pôde. Nasvedčujú to aj výsledky analýz obsahu rizikových prvkov v hubách z okolia závodu Kovohuty Krompachy (tab. 1).

Tabuľka 1. Priemerné obsahy Hg, Cd, Pb (mg/kg suchej hmotnosti) vo vybraných druhoch jedlých húb z okolia Krompách

Species of fungus	Hg	Cd	Pb
Cantharellus cibarius	4,8	0,6	6
Pleurotus ostreatus	31,6	3,9	0,7
Boletus edulis	29,7	10,3	2,2
Xerocomus badius	6,9	2,5	3,1
Suillus luteus	5,8	1,3	2,6
Leccinum scabrum	5,9	1,9	2,1
Lepista nuda	70,1	2,9	14,9
Agaricus arvensis	64,8	5,8	7,2
Macrolepiota procera	44,1	7,9	34,9
Lycoperdon perlatum	26,7	9,7	110,3
Limit	0,5	0,5	10

Vegetácia

Lesy v blízkom okolí Krompách sú silne poškodené vplyvom imisií. Na najviac exponovaných plochách došlo k úplnému odumretiu lesa. V smere prevládajúceho vzdušného prúdenia sú značne oslabené. Tým, že sú lesné spoločenstvá v štádiu ohrozenia, strácajú optimálnu schopnosť plnenia hlavných environmentálnych funkcií. Ihličnaté dreviny sú viac poškodené ako listnaté, pričom

najvyššia priemerná strata asimilačných orgánov sa zistila u jedle (29 %) a z listnatých u duba (22 %). Prekvapujúce boli rapidné zmeny až deštrukcia porastov v priebehu krátkeho časového intervalu od roku 1987 do roku 1993. Pôsobenie škodlivín sa prejavilo aj poklesom celkovej pokrývnosti vegetácie. Je známe škodlivé pôsobenie SO_2 na fyziologické procesy, ktoré sa prejavuje napr. plošnými nekrotizáciami pletív, vybielením chlorofylu a poruchami metabolizmu, čo sa môže u citlivých druhov prejavovať znížením produkcie biomasy až úhynom rastliny. V určitom štádiu regresnej sukcesie sa na uvoľnený priestor rozšírili druhy tolerantné k vysokým koncentráciám medi a iných kovov ako napr. *Silene latifolia subsp. alba* a *Silene vulgaris* (BANÁSOVÁ - LACKOVIČOVÁ, 2004). V skúmanom území sa vyskytuje jelenia zver so „zlatým chrupom“ v dôsledku intoxikácie arzénom. Dlhoročná intenzívna devastácia lesného krytu v blízkosti priemyselného závodu má za následok vznik výmoľovej erózie.



Obrázok 15. Devastácia lesa (zdroj: KROKUSOVÁ, 2011)



Obrázok 16. Vznik výmoľovej erózie (zdroj: KROKUSOVÁ, 2011)

DISKUSIA A ZÁVER

Mesto Krompachy a jeho okolie patrí medzi najviac zaťažené oblasti na Slovensku. V rámci environmentálnej regionalizácie bolo súčasťou Strednospišskej ohrozenej oblasti, od roku 2004 Rudniansko-gelnickej zaťaženej oblasti a od roku 2009 je súčasťou Rudnianskeho okrsku so značne narušeným životným prostredím. Hlavným dôvodom bola dlhoročná banská a priemyselná činnosť, ktorá znamenala negatívny dopad na všetky zložky životného prostredia. Dokázaný bol aj negatívny dopad na zdravie obyvateľov. Za hlavného znečisťovateľa v regióne boli označené Kovohuty Krompachy. Bolo urobených mnoho environmentálnych opatrení, ktoré priniesli zlepšenie, avšak dôsledky niektorých môžeme označiť za diskutabilné. Bol postavený 200 metrov vysoký komín, ktorý mal zlepšiť rozptyl emisií. No výsledkom bolo to, že sa rozšíril emisný areál a zasiahnuté bolo široké okolie mesta. Okolité obce (Richnava, Kluknava a Kolinovce) vykazujú aj enormne vysoké zaťaženie pôd ťažkými kovmi. Lesy v okolí podniku sú zdevastované a vďaka permanentnému znečisteniu ich rekultivácia je zatiaľ neúspešná. Rieka Hornád a je prítoky sa stále zaradujú do IV. a V. skupiny kvality vody. Transformácia krajiny banskou a priemyselnou činnosťou sa najviac prejavuje v podobe antropogénnych foriem reliéfu. Problematické bolo priemyselné odkalisko, ktoré výrazne narušovalo estetiku okolitej krajiny a negatívne vplývalo na životné prostredie. Rizikové bolo hlavne premývanie odkaliska dažďovou vodou, čím sa dostávali ťažké kovy a nebezpečné látky do Hornádu, ktorý tečie v jeho tesnej blízkosti. Po jeho rekultivácii bol tento problém odstránený. Stálym a veľmi nebezpečným problémom zostáva banské odkalisko, v súvislosti s ktorým sa používa aj označenie „časovaná ekologická bomba“.

Jeho súčasný stav je alarmujúci, nie je zabezpečený technický dozor a pravidelný monitoring, a ďalšie riešenie jeho stavu je otáznе.

Na záver je nevyhnutné skonštatovať, že vďaka zatvoreniu bane, prísnejšej legislatíve a modernejším technológiám výroby sa naozaj v dlhodobom horizonte dosiahlo zlepšenie stavu životného prostredia v meste Krompachy a okolitých obciach. Treba však poznamenať, že priemyselná výroba v meste ďalej pokračuje, preto je veľmi dôležité pokračovať v monitoringu. Napriek modernejšej technológii a používaným filtrom stále dochádza k jednorazovým enormným prekročeniam povolených limitov. Kontaminácia pôd a vegetácie je dlhodobější problém, ktorého zlepšenie sa prejaví s väčším časovým odstupom ako pri znečistení ovzdušia a vôd. Stále pokračujú diskusie o rizikovitosti dovážaného odpadu, ktorý spracovávajú Kovohuty. Napriek dokázateľnému pokroku, je dôležitý neustály monitoring, ktorý by mal zaručiť dodržiavanie legislatívneho rámca environmentálnej politiky.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok je výstupom v rámci operačného programu Vzdelávanie - názov projektu Akcelerácia rozvoja ľudských zdrojov vo vede a výskume, inovácia a zlepšenie kvality vzdelávacieho procesu, ITMS kód projektu: 26110230069

LITERATÚRA

- ANGELOVIČOVÁ, L. - FAZEKAŠOVÁ, D. 2013. The effect of heavy metal contamination to the biological and chemical soil properties in mining region of middle Spiš (Slovakia). In: International journal of ecosystems and ecology sciences. ISSN 2224-4980. Vol. 3, no. 4 (2013), pp. 807-812.
- BAJTOŠ, P. et al. 2012. Geological monitoring of mining influence on the environment in risk-bearing slovak areas in years 2007-2011. In: Mineralia Slovaca Vol. 44 (2012), pp. 375 -392, ISSN 0369-2086.
- BAKER, A. J. M., 1981: Accumulators and excluders – strategies in the response of plant to heavy metals. J. Plant Nutr., 3, 643.
- BANÁSOVÁ, V. 1973. Príspevok k zarastaniu medených hald v Slovinkách (Slovenské Rudohorie). Botanické práce, pp 13 – 19.
- BANÁSOVÁ, V. 1976. Vegetácia medených a antimónových hald. (Vegetation of copper and antimony mine heaps), Biol. Práce, Bratislava, 22, pp. 1-109.
- BANÁSOVÁ, V. - LACKOVIČOVÁ, A. 2004. The disturbance of grasslands in the vicinity of copper plant in the town of Krompachy (Slovenské rudohorie Mts, NE Slovakia), Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, vol. 26, pp 153 – 161.
- BAUER, V. 2000. Vplyvy zatápania rudných baní na niektoré zložky ŽP. In: Životné prostredie, ročník 34, 6 / 2000, s. 322 – 325.
- BOBRO, M. et al. 2006. Odpady po baníckej a hutníckej činnosti vo vodnej nádrži Ružín. In *Acta Metallurgica Slovaca*, 2006, 12, p. 26-32
- BREHUV, J. et al. 2004. Kontaminácia prostredia nádrže Voného diela „Ružín I“ ťažkými kovmi, v rokoch 2002 - 2003. In : *Acta Montanistica Slovaca*, 4/2004, p. 395-400.
- BREHUV, J. et al. 2005. Vplyv starých banských záťaží na kontamináciu tokov ústiacich do nádrže vodného diela „Ružín I“ vybranými prvkami v roku 2004, *Acta Montanistica Slovaca*, vol. 10 / 1, pp 322 – 328.

- ČECH, V. – KROKUSOVÁ, J. – KUNÁKOVÁ, L. 2011 Odkalisko Slovinky pri Krompachoch: (geografické aspekty environmentálnej záťaže) In: *Folia geographica* 17. Prírodné vedy: vyšlo pri príležitosti 50. výročia existencie samostatnej katedry geografie. roč. 52, 2011, s. 64-81, ISSN 1336-6157
- ČEPELÁK, J. 1980. Živočíšne regióny. 1:1000 000. In: *Atlas SSR. VII. Rastlinstvo, živočíšstvo a fenológia*. Bratislava: Veda SAV a SÚGK, 1980, s. 93.
- Environmentálny akčný program ohrozenej oblasti Stredný Spiš. Spišská Nová Ves, SAŽP, 1997.
- FARGAŠOVÁ, A. 2009. Znečistenie kovmi na Slovensku. (online), (cit. 27-04-2015), Dostupné na: http://www.enviroedu.sk/database/environmentalne_problemy/zneistenie_kovmi_na_slovensku/Enviro-edu_4013_Zneistenie_kovmi_na_Slovensku.pdf
- FAZEKAŠOVÁ, D. 2012. Evaluation of Soil Quality Parametres Development in Terms of Sustainable Land Use. In: Curkovic, S. (ed). *Sustainable Development – Autoritative and Leading Edge Content for Environmental Management*, pp. 435-458. ISBN 978-953-51-0682-1.
- FAZEKAŠOVÁ, D. et al. 2013. Phytocenological and pedological research of agro-ecosystems in different land use and loaded areas in Slovakia. In: *Ecology and safety*. ISSN 1313-2563. Vol. 7, no. 1 (2013), pp. 244-256.
- FRANCOVÁ, J. 2005. Analýza znečistenia ovzdušia podnikom Kovohuty Krompachy. Zborník z VI. vedeckej konferencie doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov. Nitra, p 154 – 157, ISBN 80-8050-8.
- FUTÁK, J. 1980. Fytogeografické členenie. 1: 1 000 000. In: *Atlas SSR. Rastlinstvo a živočíšstvo*. Bratislava: Veda SAV a SÚGK, 1980, s.88.
- GALLO, M. The influence of environmental pollution on content of heavy metals in grassland, (online), (cit.21.1.2015), Dostupné na: http://www.agrokrom.cz/texty/metodiky/Picninarstvi/picniny_clanky
- JURKOVÍČ, L. et al. 2012: Identifikácia environmentálnych rizík z antropogénnych sedimentov (Odkalisko-Slovinky). In: *Sanační technologie XV*, 22-24.5.2012, Burkhard & Halouskova (Eds.). s.125-127
- KLUKANOVÁ, A. et.al. 2007. Monitoring vplyvov na životné prostredie v rizikových oblastiach ťažby magnezitu, mastenca a rudných ložísk, Spišská Nová ves: Štátny geologický ústav D. Štúra – regionálne centrum SNV, 2007.
- KONČEK, M. 1980. Klimatické oblasti. 1: 1 000 000. In: *Atlas SSR. Ovzdušie a vodstvo*. Bratislava: Veda SAV a SÚGK, 1980, s.64.
- KOŠČOVÁ, M. 2005. Zhodnotenie mikrobiálnej kontaminácie povodia Hornádu. In: *Acta Montanistica Slovaca*, Vol. 10 (2005), mimoriadne číslo 1, p. 280-286
- KOŠČOVÁ, M. 2007. Vplyv banskej a hutníckej činnosti na kontamináciu vodnej nádrže Ružín ťažkými kovmi. In: *Zborník IX. Banskoštiavnické dni 2007 Banská Štiavnica 3. - 5. 10. 2007*, p. 158 - 162
- KROKUSOVÁ, J. et.al. 2013a. Impact of air pollution on the environment in the Krompachy town (Slovakia), 13th International Multidisciplinary Scientific GeoConference. SGEM 2013, Albena: STEF92 Technology Ltd. Sofia, Bulgaria, pp 651-658, ISSN 1314-2704, 2013.
- KROKUSOVÁ, J. 2013b. Vplyv priemyselného odkaliska Halňa na štruktúru krajiny mesta Krompachy a možnosti jeho rekultivácie. In: *Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešovensis, Folia Geographica* 21, Prešov: FHPU, ročník 55, 2013, s. 48 – 66, ISSN 1336-6157.

- LIŠČÁK, P. et.al. 2010, 2011, 2012. Vplyv ťažby na životné prostredie. Subsystém 04. Bratislava: Štátny geologický ústav D. Štúra
- MAREČKOVÁ, K. 2002. Vývoj globálnych emisií skleníkových plynov In: Životné prostredie, roč. 36, č. 2/2002, s. 105 – 107.
- MASAROVICOVÁ, M. et al. 2008. Komplexný monitoring odkalísk SR. Bratislava: STU Stavebná fakulta, s. 57
- MELLO, J. et al. 2000a. Geologická mapa Slovenského raja, Galmusu a Hornádskej kotliny. Regionálne geologické mapy Slovenska 1: 50 000. Bratislava: Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2000. ISBN 80-88974-13-5.
- MELLO, J. et al. 2000b. Vysvetlivky ku geologickej mape Slovenského raja, Galmusu a Hornádskej kotliny. 1. vyd. Bratislava: Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2000. 304 s. ISBN 80-88974-20-8.
- MICHAELI, E. 2001. Georeliéf Hornádskej kotliny. In: Geografické práce, ročník 9, 2/2001, 153, ISBN 80-8068-053-1.
- MICHAELI, E.- BOLTIŽIAR, M. - IVANOVÁ, M. 2009. Geoecological structure of the dump of technological waste (Fe-concentrate) at Sereď. Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešovensis, Prírodné vedy, Folia Geographica, vol. 49/ Issue 14, pp 180-197, ISSN 1336-6157.
- MICHAELI, E. - BOLTIŽIAR, M. - IVANOVÁ, M. - SOLÁR, V. 2012. Skládka priemyselného odpadu lúženca ako príklad environmentálnej záťaže pri bývalej niklovej huti v Sereďi. In: Životné prostredie, vol. 46/issue 2, pp 63-68. ISSN 0044-4863.
- HRONEC, O. 1996. Exhaláty – pôda – vegetácia. – TOP Prešov, pp 326.
- HUDÁČEK, M. et al. 2000. Vplyv banskej činnosti na vybrané zložky životného prostredia v oblasti stredného Spiša, Podzemná voda, vol. 2, pp 198 – 209.
- KOVOHUTY KROMPACHY ekologický audit – skládka Halňa. EC Enviconsult Žilina a Ekotoxikologické centrum, Bratislava, pp 97, 1996.
- ŠOTTNÍK, P., et al. 2011. Geochemical and mineralogical evaluation of Slovinky tailing impoundment material (Slovakia). 11th International Multidisciplinary Scientific GeoConference. SGEM 2011, Albena, 20.-25.6.2011, SGEM 2011. - Sofia : STEF92 Technology Ltd., pp 375-380, ISSN 1314-2704.
- ŠUTRIEPA, M. 2007. Hodnotenie kontaminácie dnových sedimentov vodných diel Ružín a Veľké Kozmálovce potenciálne toxickými prvkami v súlade s právnymi normami . In: Acta Environmentalica Universitatis Comenianae, Vol. 15, 1(2007), p. 58–65, ISSN 1335-0285
- TAKÁČ, P. et al. 2008. Ťažké kovy v pôdach stredného Spiša. In: Acta Montanistica Slovaca, Vol. 13 1(2008), p. 82-86.
- TEMKOVIČ, P. 1998. Environmentálny akčný program Strednospišskej ohrozenej oblasti. In: Enviromagazín, ročník 3, 4 / 1998, s. 22 - 23.
- TÓTH, R. – PETRÁK, M. – ŠKULTÉTYOVÁ, S. 2012. Application of methodology for evaluation of impoundment sediments from ore processing on impoundments Slovinky and Markušovce (Slovak republic). (online), (cit. 23.3.2015), Dostupné na: http://www.ekomonitor.eu/sites/default/files/soubory/2012/18_toth_ft.pdf
- ZIMMERMANNOVÁ, K. 2000. Vysoké koncentrácie ťažkých kovov v hubách v spišskom regióne, Enviromagazín, vol. 5/ 2, pp 30.
- <https://www.enviroportal.sk/spravy/spravy-o-zp>
- <http://www.kovohuty.sk/Sk/historia.html>

MODELOVANIE ROZPTYLU ZNEČISŤUJÚCICH LÁTOK Z TEPELNEJ ELEKTRÁRNE NOVÁKY

MODELLING OF EMISSION DISPERSION FROM NOVÁKY HEAT POWER PLANT

Lukáš HUDÁK – Lenka DEMKOVÁ¹

ABSTRACT

This paper is aimed on the dispersion modeling of SO₂ and NO_x from thermal power plant based on a free software. Dispersion of SO₂ and NO_x during the winter and summer period, as well as the impact of different wind speed on horizontal dispersion was modeled using ALOHA program. Based on the model comparison we reported that wind speed significantly influences pollutant dispersion. We found no differences in pollutant dispersion between winter and summer season.

KEY WORDS

Air pollution, ALOHA program, GIS, Heat power plant.

Úvod

Atmosféra, ako najväčšia časť biosféry je tvorená zmesou plynov, ktoré sú nevyhnutné pre existenciu života na zemi. Činnosť človeka a jeho snaha po uspokojení svojich potrieb zhoršuje kvalitu ovzdušia. Práve ovzdušie je najcitlivejšou zložkou životného prostredia a jeho znečistenie, tak nepriamo ovplyvňuje ostatné zložky životného prostredia (AGARWAL, 1987).

Pôvodne dochádzalo k znečisteniu ovzdušia len na miestnej úrovni v mestských a priemyselných zónach. Príčina nárastu znečisťujúcich látok v ovzduší vo všeobecnosti súvisela hlavne s industrializáciou miest, nárastom dopravy a vyššími energetickými nárokmi obyvateľstva (SHYAM et al., 2006). V 20. storočí došlo v Európe k prijatiu tzv. „high stack policy (dohovor o efektívnej výške komínov)“ čím sa zlepšila kvalita ovzdušia na miestnej úrovni, ale zároveň dochádzalo k vypúšťaniu znečisťujúcich látok do vyšších vrstiev atmosféry a premene miestneho problému na regionálny, resp. globálny (EEA 2014). V súčasnosti neustále stúpajú energetické nároky spoločnosti a tepelné elektrárne, zohrávajú dôležitú úlohu pri výrobe elektrickej energie. Uhoľné elektrárne okrem pomerne lacnej energie, produkujú aj veľké množstvo znečisťujúcich látok. Ide najmä o tuhé častice (popolček, sadze), SO₂ a NO_x. Množstvo emitovaných tuhých častíc a SO₂ je závislé na obsahu síry a podielu popolnatosti uhlia (RAO a RAO, 1989). Výroba elektrickej energie v uhoľných elektrárnach býva často spájaná so zhoršením kvality ovzdušia v oblasti. Práve pri analýze týchto problémov sa naskytuje možnosť prepojenia rozptylových modelov a geografických informačných systémov (GIS) (MATĚJČEK a kol., 2002). Priestor tak získavajú aplikácie, ktoré sú schopné využitím výšky komína, rýchlosti vetra a množstva emitovaných kontaminantov vytvoriť georeferenčnú sieť spojenú s mapovým podkladom (PFLUGER a kol., 2014). Takéto modelovanie nachádza využitie pri hodnotení súčasného stavu, ako aj pri predpovedaní a simulácii meniacich sa podmienok v priestore a čase (SKIDMORE, 2002).

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity v Prešove, Ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov, e-mail: lukas.hudak@smail.unipo.sk, lenka.demkova@unipo.sk

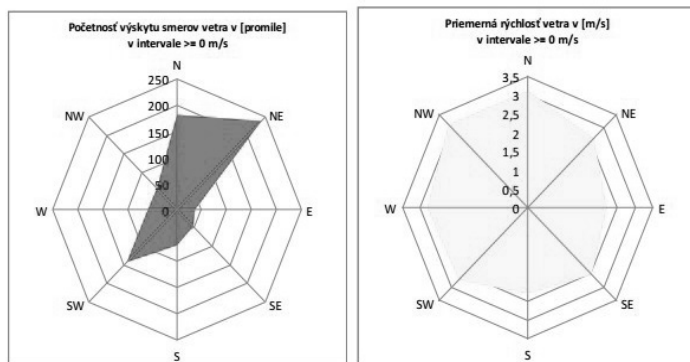
Vhodným príkladom tohto spojenia je využitie Gaussovho modelu, ktorý v sebe spája model prúdenia vzduchu a rozptylový model (CHEREMISINOFF, 2002). MAYALL (2003) však poukazuje na nedostatky v predpokladanej konštantnej rýchlosti vetra, lineárnosti zemského povrchu ako i nevyužitelnosti pri nulových rýchlostiach vetra.

Práca je zameraná na zhodnotenie rozptylu znečisťujúcich látok z uhoľnej elektrárne Nováky aplikovaním 2D simulačného programu a analýzu rozptylu týchto látok v závislosti od pôsobenia rozdielnych atmosférických podmienok a rozdielnej výšky komína.

MATERIÁL A METÓDY

Územie okresu Prievidza a celkovo oblasť Hornej Nitry je podľa Slovenskej akadémie životného prostredia radená medzi územia s najviac znehodnotenou kvalitou ovzdušia v rámci Slovenska. Emisie z energetického a chemického priemyslu majú negatívny dopad na kvalitu ovzdušia v oblasti. Najväčším znečisťovateľom v oblasti je tepelná elektráreň Nováky (ENO) v Zemianskych Kostolnoch, ktorá leží 10 km severozápadne od Prievidze (MŽP SR, 2013). Elektráreň Nováky pre zabezpečenie svojej neustálej činnosti využíva kapacity Hornonitrianskych baní. Výstavba ENO začala v roku 1949 a do prevádzky bola uvedená v roku 1953. Pri výbere lokality bola zohľadnená najmä blízka poloha hnedouhoľných baní (ŠVARC a kol., 2013). Ročná spotreba uhlia elektrárnou predstavuje takmer 2,2 mil. t. ročne (MH SR, 2012). Hnedé uhlie z Hornonitrianskych baní bsahuje okrem síry aj určité množstvo arzenu. ŠPALDON a TURČANIOVÁ (1998) vo svojej práci odhadujú toto množstvo na 6,2 až 590 ppm.

Pre modelovanie rozptylu a depozitu znečisťujúcich látok z bodového zdroja, bolo potrebné získať vstupné dáta pre modelovací program. Išlo o polohové určenie zdroja, množstvo znečisťujúcich látok emitovaných do ovzdušia a získanie meteorologických pomerov v danej oblasti. V sledovanej oblasti sa vykonávajú meteorologické merania len na meteorologickej stanici Letiska Prievidza, čo je 10 km od nami zvoleného podniku. Meteorologické hodnoty boli prevzaté len z jednej stanice a okolitý tvar krajiny môže vplývať na rozdielne prúdenie v oblasti. Priložená veterná ružica znázorňuje početnosť výskytu smerov vetra a priemernú rýchlosť vetra (Obrázok 1).



Obrázok 1 Veterná ružica pre okres Prievidza za obdobie 10 rokov (zdroj: MŽP SR, 2013)

Množstvo emitovaných znečisťujúcich látok bolo získané z webového portálu NEIS. Následne boli vytvorené zostavy pre nami zvolený časový horizont rokov 2005 – 2012. Keďže mernou jednotkou pre všetky znečisťujúce látky v NEIS sú tony za rok, bolo nutné ich previesť na gramy za sekundu, ktoré sú pre modelovací program použiteľné. Elektráreň Nováky so svojim inštalovaným výkonom prevyšujúcim 50 MW je v NEIS vedená, ako prevádzkovateľ veľkého zdroja znečistenia. Zároveň je vedená v dvoch samostatných častiach. Prvá predstavuje komín s výškou 300 m [N48°41' 55,99'';

E18° 32' 0,43''], druhou je komín s výškou 150 m [N48° 41' 39,27'' ;E18° 31' 57,82'']. V oboch prípadoch však dochádza k rozptylu znečisťujúci látok nad úrovňou okolitého terénu. Využitím modelovacieho programu ALOHA bol modelovaný rozptyl oxidov dusíka a oxidu siričitého pri teplote 0°C a 20°C . Oxidy dusíka a oxid siričitý predstavujú dve základné znečisťujúce látky vznikajúcich pri výrobe energie spaľovaním hnedého uhlia. Modelovací program však neráta s členitosťou terénu. Vstupné hodnoty znázornené v Tabuľke 2 predstavovali priemerné množstvo znečisťujúcich látok za roky 2005 - 2012. Pre každú znečisťujúcu látku sa vykreslil samostatný model pre porovnanie vplyvu vetra a okolitej teploty na rozptyl znečisťujúcich látok. Tabuľka 1 zobrazuje určovanie tried atmosférickej stability pomocou rýchlosti vetra a insolácie. Insolácia sa určuje podľa množstva mrakov a uhla dopadajúceho žiarenia. Tabuľka znázorňuje Pasquillove určovanie atmosférických tried založené na poznaní rýchlosti vetra a sile dopadajúceho žiarenia. Sila dopadajúceho žiarenia sa odhaduje pomocou celkovej oblačnosti a uhla dopadajúceho žiarenia. Trieda A predstavuje extrémne nestabilné počasie cez deň, kedy prevláda nízka rýchlosť vetra a sila žiarenia je vysoká. V tomto prípade prevládajú silné termálne turbulencie. Trieda D predstavuje neutrálnu triedu pre deň a noc. Naopak trieda F predstavuje stabilné podmienky, bez turbulencií. Použite tohto typu je veľmi zriedkavé (Barratt 2001).

Tabuľka 1. Určovanie tried atmosférickej stability

Rýchlosť vetra [m.s ⁻¹]	Sila prichádzajúceho žiarenia			Noc	
	silné	stredné	slabé	jasná	oblačná
<2	A	A - B	B	E	F
2 – 3	A - B	B	C	E	F
3 – 5	B	B - C	C	D	E
5 – 6	C	C - D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

(zdroj: Barratt, 2001)

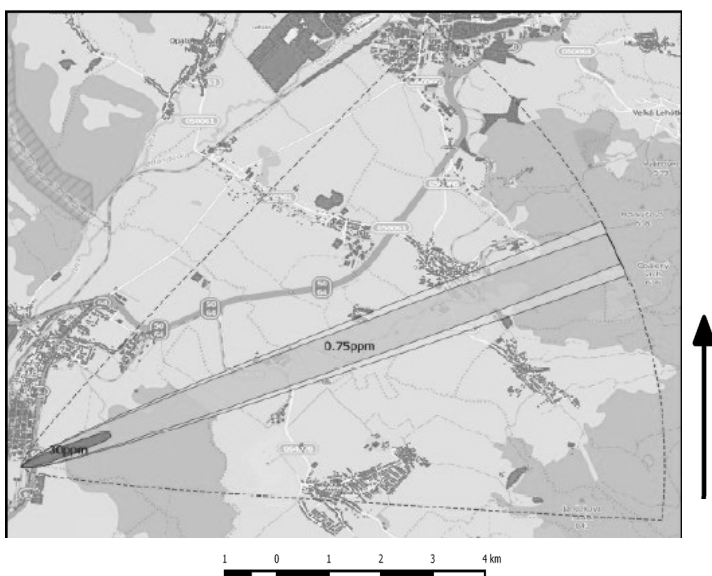
Tabuľka 2. Zdroj a množstvo znečisťujúcich látok

Zdroj znečistenia	Znečisťujúca látka	
	Oxid siričitý [g/s]	Oxidy dusíka [g/s]
300 m komín	965,26	59,99
150 m komín	71,52	53,69

(zdroj: NEIS, 2013)

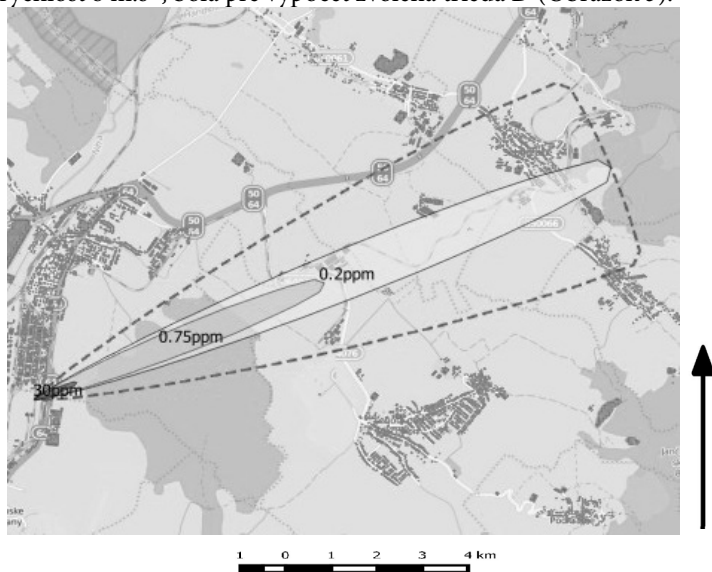
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vplyv jednotlivých faktorov ako je množstvo emitovaných látok, triedy atmosférickej stability, rýchlosť vetra a teploty okolitého ovzdušia na rozptyl znečisťujúcich látok z Elektrárne Nováky nad okolitými obcami je prezentované formou rozptylových máp. Jednotlivé modely boli vytvorené osobitne pre SO₂ a NO_x. Hodnotením vplyvu rozdielnej atmosférickej stability, resp. rozdielnej rýchlosti vetra na rozptyl SO₂, bol zistený významný vzťah medzi veľkosťou rozptylovej plochy a triedou atmosférickej stability. Pri priemernej rýchlosti vetra bola použitá trieda atmosférickej stability E (Obrázok 2).



Obrázok 2 Veterná ružica pre okres Prievidza za obdobie 10 rokov (zdroj: MŽP SR, 2013)

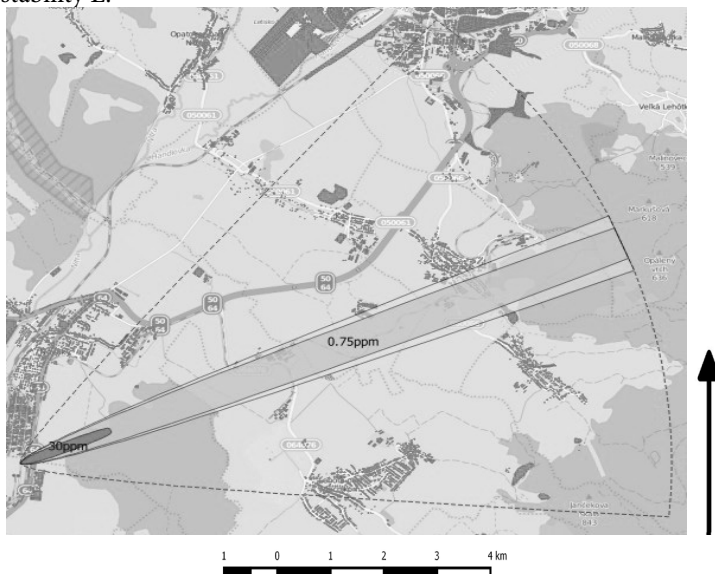
V tomto prípade vplyvom minimálneho prúdenia dochádza k šíreniu oblaku na veľké vzdialenosti od zdroja. Pri rýchlosti 8 m.s^{-1} , bola pre výpočet zvolená trieda D (Obrázok 3).



Obrázok 3. Rozptyl SO_2 z Elektrárne Nováky pri rýchlosti vetra 8 m.s^{-1}

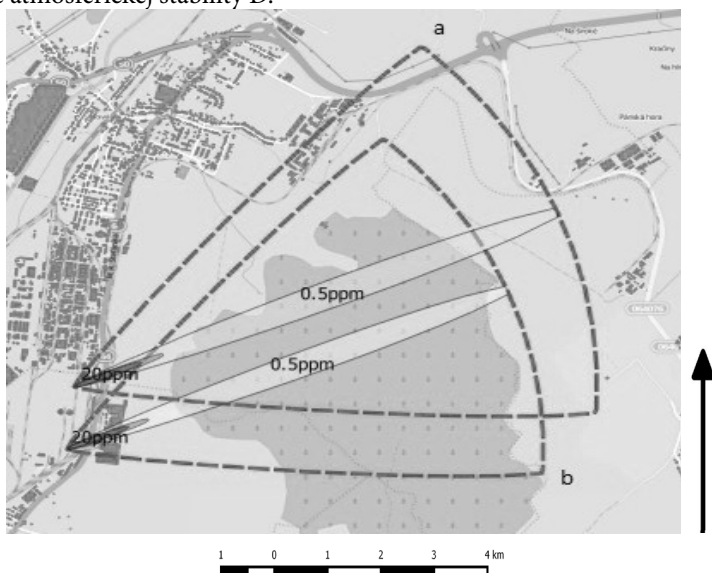
Trieda D predstavuje neutrálne podmienky pri rýchlostiach vetra nad 6 m.s^{-1} . Zároveň táto trieda v porovnaní s triedou E, podporuje rozptyl znečisťujúcich látok nad oblasťou, kedy vplyvom vzdušných turbulencií dochádza k rýchlejšiemu zmiešaniu znečisťujúcich látok s čistým vzduchom a teda k zníženiu celkovej koncentrácie v dymovej vlečke. Pri modelovaní rozptylu SO_2 počas rozdielnych ročných období a teda aj zisťovaní vplyvu rozdielnej teploty na rozptyl SO_2 neboli zistené žiadne viditeľné rozdiely vo veľkosti rozptylovej plochy. Obrázok 4 znázorňuje rozptylovú

plochu ako aj približné koncentrácie znečisťujúcej látky pri priemernej rýchlosti vetra a triede atmosférickej stability E.

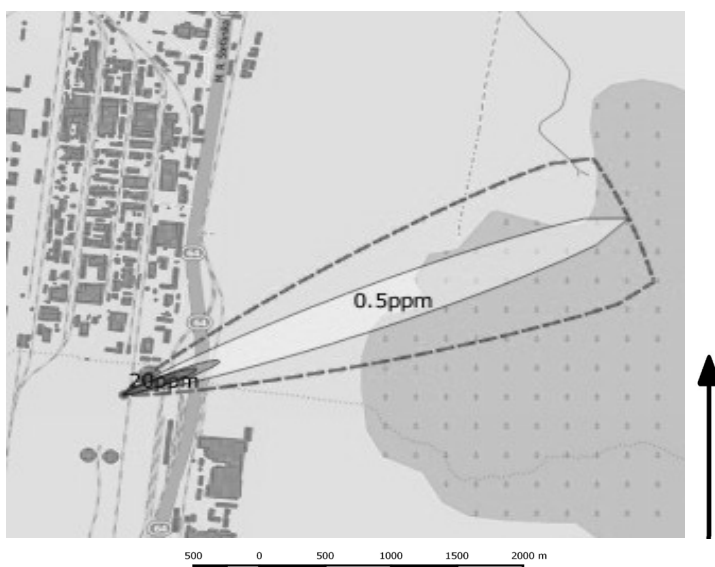


Obrázok 4. Rozptyl SO_2 z Elektrárne Nováky pri priemernej rýchlosti a triede atmosférickej stability E

Pri modelovaní rozptylu NO_x bolo možné vďaka malému rozdielu vypúšťaných emisií porovnať vplyv rozdielnej výšky na rozptyl. Obrázok 5 prezentuje rozptyl počas priemernej rýchlosti vetra a triede atmosférickej stability E. Porovnaním veľkosti rozptylovej plochy z vyššieho (300 m) zdroja (a) a nižšieho (150 m) (b) nebol výrazný rozdiel vo vzdialenosti po vetre. Horizontálny rozptyl však u vyššieho zdroja (a) bol väčší. Obrázok 6 prezentuje rozptyl NO_x pri rýchlosti vetra 8 m.s^{-1} a triede atmosférickej stability D.



Obrázok 5. Rozptyl NO_x z Elektrárne Nováky pri výške komína 300m (a) a 150m (b)



Obrázok 6. Rozptyl NO_x z Elektrárne Nováky pri rýchlosti 8 m.s-1

Priložené modely prezentujú približný rozptyl a koncentrácie znečisťujúcich látok produkovaných elektrárnou počas pôsobenia rozdielnych faktorov. Z priložených modelov môžeme vo všeobecnosti povedať, že najväčší význam z hľadiska rozptylu znečisťujúcich látok nad oblasťou má rýchlosť vetra, resp. trieda atmosférickej stability. V oblasti prevláda nízka rýchlosť vetra. Tento faktor negatívne vplyva na rozptyl znečisťujúcich látok, kedy vplyvom nízkej rýchlosti vetra ako aj nízkeho dopadajúceho žiarenia, nedochádza k tvorbe vzdušných turbulencií, ktoré napomáhajú rýchlejšiemu premiešaniu kontaminantov s okolitým ovzduším. Vplyv teploty na rozptyl nebol v potvrdený, čo sa zhoduje s prácou autorov ULAS a kol. (2005). Pri porovnávaní vplyvu rozdielnej výšky na rozptyl NO_x došlo k horizontálnemu rozšíreniu rozptylového polygónu u vyššieho zdroja. Druhým faktorom, ktorý čiastočne ovplyvňuje kvalitu ovzdušia je prúdenie. Vplyvom prevládajúceho severovýchodného prúdenia dochádza k zhoršeniu kvality ovzdušia v obciach v okolí elektrárne. Podľa správy SHMÚ za rok 2012 dochádzalo v našom časovom horizonte opakovanne k prekročeniu denných limitných hodnôt pre PM v mestách Prievidza a Handlová. Prekročenie limitu pre SO₂ bolo ojedinele zaznamenané v obci Bystričany. Z priloženej tabuľky 2 prezentujúcej vývoj emisií môžeme usúdiť, že počas nami sledovaného časového horizontu dochádzalo ku kolísaniu produkcie emisií.

Tabuľka 2. Vývoj emisií v Elektrárni Nováky v rokoch 2005 – 2012 doplniť kde a zdroj údajov

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
SO ₂ [t/r]	31831	32267	24265	37052	34434	38458	41559	33349
TZL [t/r]	332	408	368	507	460	332	412	296
NO _x [t/r]	2170	3024	2882	3822	3819	3535	4226	3524
CO [t/r]	140	287	294	400	360	401	477	361

(zdroj: NEIS, 2013) Je možné porovnať hodnoty z Tab. 2 s limitnými hodnotami?

Tento jav môže súvisieť s rozdielnou dodávkou elektrickej energie a tepla do siete. Napriek istej snahe o zníženie produkcií emisií, patrí Elektráreň Nováky v rámci Slovenska medzi najväčších producentov SO_x, TZL a NO_x, najmä v dôsledku palivovej štruktúry a spôsobu spaľovania, kedy

sa spaľuje hnedé uhlie s vyšším obsahom síry (1,99%) a väčším podielom popolnatosti (34%) (ŠPALDON a TURČANIOVÁ 1998).

ZÁVER

V práci sme aplikovali 2D modelovací program do prostredia GIS za účelom objasnenia vplyvu rozličných atmosférických faktorov a rozdielnej výšky komína na rozptyl znečisťujúcich látok nad územím v okolí tepelnej elektrárne Nováky. Konštatujeme, že najvýraznejší vplyv na rozptyl znečisťujúcich látok má trieda atmosférickej stability a rýchlosť vetra. Tento vplyv je najviac viditeľný v noci, kedy nízka priemerná rýchlosť vetra, nenapomáha premiešavaniu kontaminantov. Naopak, pri porovnávaní rozdielneho ročného obdobia, nebol pozorovaný výrazný rozdiel. Rovnako aj rozptyl NO_x v rozdielnej výške bol bez výrazného rozdielu. S prihliadnutím na kvalitu vstupných dát, bolo aplikovanie samotného 2D – simulačného programu tým najjednoduchším, no zároveň nie veľmi presným spôsobom objasnenia rozptylu znečisťujúcich látok. Keďže nami aplikovaný model nepočíta s členitosťou terénu predstavuje len hypotetický model.

LITERATÚRA

- AGARWAL, K.C. 1987. *Environmental biology*. Delhi: Agro Botanical Publishers. 414p. ISBN 81-85031-19-3.
- BARRAT, R. 2001. *Atmospheric Dispersion Modelling*. Vol 1. London : Earthscan, 2001. 166 p. ISBN 978-1-85383-642-8.
- EEA, 2014. Air quality in Europe – report 2014. Copenhagen: EEA. ISBN 978-92-9213-490-7
- CHEREMISINOFF, N.P. 2002. *Handbook of Air Pollution Prevention and Control*. USA: Elsevier Science. 560p. ISBN 978-0-7506-7499-7.
- MATĚJÍČEK, L. – BENEŠOVÁ, L. – LENEŠOVÁ, L. - TONIKA, J. 2002. Environmental Modelling in Urban Areas with GIS. In *Integrated Assessment and Decision Support*. 2002, vol 1, 60-65p.
- MAYALL, A. 2003. Modeling the dispersion of radionuclides in the Atmosphere. In E.M.Scott, eds. *Modeling Radioactivity in the Environment*. Oxford: Elsevier Science. 13-55p. ISBN 0-08-0436633.
- MH SR, 2012. Aktualizácia analýzy fungovania štátnej podpory baníctva [online], [citované 17.3.2015] dostupné z <<https://lt.justice.gov.sk/Material/MaterialDocuments.aspx?instEID=191&matEID=3698&langEID=1>>
- MŽP SR, 2013. Program na zlepšenie kvality ovzdušia v oblasti riadenia kvality ovzdušia - mesta Prievidza, 2013 [online], [citované 17.3.2015] dostupné z <<http://enviroportal.sk/uploads/files/Dokumenty/PZKOPrievidza2013.pdf>>
- MŽP SR, SHMÚ, 2014. SPRÁVA O KVALITE OVZDUŠIA A PODIELE JEDNOTLIVÝCH ZDROJOV NA JEHO ZNEČISŤOVANÍ V SLOVENSKEJ REPUBLIKE 2012 [ONLINE], [CITOVANÉ 17.3.2015] DOSTUPNÉ Z <[HTTP://WWW.SHMU.SK/FILE/OKO/ROCENKY/SHMU_SPRAVA_O_KVALITE_OVZDUSIA_SR_2012.PDF](http://www.shmu.sk/File/OKO/ROCENKY/SHMU_SPRAVA_O_KVALITE_OVZDUSIA_SR_2012.PDF)>
- NEIS. NARODNÝ EMISNÝ INFORMAČNÝ SYSTÉM [ONLINE], [CITOVANÉ 17.3.2015] DOSTUPNÉ Z <[HTTP://WWW.AIR.SK/NEIS.PHP](http://www.air.sk/neis.php)>
- PFLUGER, A.R. – DACUNTO, P.J. – HENDRICKS, M. 2014. A GIS-based Atmospheric Dispersion Modeling Project for Introductory Air Pollution Courses, Indianapolis, Indiana, jún 15-18, 2014. In: 121st ASEE Annual Conference & Expositions.
- RAO, M.N. - RAO, H.V.N. 1989. *Air Pollution*. New Delhi: Tata McGrawe-Hill. 339p. ISBN 978-0-07-451871-7.

- SHYAM, S. – HYAM, S. – VERNA, H.N. – BHARGAVA, S.K. 2006. *Air Pollution and It's Impacts Plan Growth*. New Delhi: New India Publishing Agency. 258p. ISBN 81-89422-10-3
- SKIDMORE, K.A. 2002. Introduction. In A. SKIDMORE, K.A. eds. *Enviromental Modeling With GIS and Remote Sensing*. New York: CRC Press. 1-8p. ISBN 978-0415241700.
- ŠPALDON, F. – TURČANOVÁ, L. 1998. Tuzemské uholné zásoby a možnosti ich využitia pre potreby Slovenska. In: *Acta Montanistica Slovaca*. ISSN 1335-1788, 1998, roč. 3, s. 199-203.
- ŠVARC, P. a kol. 2013. *Elektrárne Nováky, 60 rokov*. Bratislava: Slovenské elektrárne. 57s.
- ULAS, IM, ORHAN, YENIGUN, O. 2005. An application of a puff dispersion model on power plant emissions in Yatagan region, Turkey. In: *J. Environment and Pollution*, Vol. 23, No. 3, p. 314–324.

RADIONUCLIDE MONITORING IN TRANSCARPATHIAN REGION: THE ROLE OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC FACTORS

**OLESJA I. SYMKANICH¹ – VOLODYMYR T. MASLYUK² – NATALIA I. SVATYUK² –
OLEG O. PARLAG² – OTTO B. SHPENIK² – SERHIY M. SUKHAREV¹**

ABSTRACT

The results of the radionuclide monitoring of protected mountain areas and the Mountain Rivers at the Transcarpathia (Ukraine) are presented. The radionuclide methods have a great scope of application on the monitoring of environment and biota state, intensity and specificity of technological processes, geochemical characteristics of the regions and geodynamic factors. This is achieved by studying of the accumulation and distribution of certain natural/technogenic radionuclides that serve as markers of these processes and phenomena. The main principles and backgrounds of proposed methodology of the environment include: a role definition of the ecologic, anthropogenic and global factors in the formation of the consequences of the changing of the levels of natural radioactivity in environment; the selection of sets of the radionuclides as markers for the environmental monitoring; the presentability of the environmental sampling procedure. The radionuclide method is important for developing standards of radionuclide content of soils of Carpathian region.

KEY WORDS

Transcarpathia, mountains, radionuclide diagnosis, environment

INTRODUCTION

Latest studies have shown that mountain ridges are natural air filters which accumulate products of human activities transferred by the wind from the areas with developed industry (MASLYUK et al., 2012; KOVÁCS et al., 2010). The chemical and microelement composition of mountain soil and water resources are formed under the influence of geochemical factors and human activities (COCHRAN et al., 2006; POURCELOTA et al., 2003; MAŇKOVSKA et al., 2008). Further mountain self-purification arises during the rainfall or flood periods and realises the cyclic exchange of technogenic products between high and low-landing areas (MASLYUK et al., 2012; SYMADER - ROTH, 2002). This explains an importance of the monitoring the environment of mountain areas.

Transcarpathia is located at the south-western decline of the Carpathian ridge and their mountains are an important source for clean water and air. In other words, Transcarpathia mountains is an important factor of climate formation and water regulation on the continent. Besides, Transcarpathia has one of the highest percentages of reserved lands, and is one of the leading regions in Ukraine on this parameter.

This shows an importance of regular studies of the features of migration and accumulation of hazardous waste products, in particular heavy metals, for high- and low-land mountain areas, and

¹ Department of Ecology Environment, Uzhhorod National University, Uzhhorod, Ukraine,

² Department of Photonuclear Processes, Institute of Electron Physics, Uzhhorod, Ukraine, e-mail: volodymyr.maslyuk@gmail.com

determination the role of physico-chemical parameters of soil and sediment. The presence and ratio of certain chemical elements, their markers - natural and man-made radionuclides, could be an important source of information about specific geochemical areas of the Carpathians and their dependence on the technogenic activity in the region (LAZORENKO et al., 2009, KOVÁCS et al., 2010).

In this paper we discuss the importance of analysis the terrestrial low background radiation state for evaluation the quality of life of local population. To estimate the stochastic risk for their health it is very important to know not only integral indicators, but also additional data on the fine structure of background terrestrial radioactivity. The last one can be measured as the content and ratio of isotopes Th- and U- natural series, and some radionuclides that are the marks of man-made activity. These studies are especially important for mountain territories with intensive technogenic activity, and for isolated mountain areas with specific geochemical compositions.

The methodology of the low-background *gamma*-spectrometry includes some assortment of radioisotopes which are indicators of the natural or anthropogenic factors, studies the state of equilibrium bet ween the radionuclides of natural Th-, U- series, features and studying the fluctuation characteristics of the low background radioactivity. Radionuclide method allows one to propose the new methodology for diagnosis of the environment, its state and trends of global change.

The soils probes were taken from four protected areas: regional landscape park “Zacharovanyy Kray” (Enchanted Land) that ranked to National Park (NP), hydrologic nature reserve - Chorne Boloto (Black Mud), Ichthyological Preserve “Rika”, and Uzhanskij NP. In these studies we examined a content of certain radionuclides in the soils probes.

The measurements were carried out in shielded chamber with sufficient statistics, and our instrumental investigations were completed by statistical analysis of the obtained data.

Radionuclide analysis is an efficient method for determination the distribution of the chemical elements the base of collected rock, soil and river/seas sediment samples. This information reflects the origin/dynamics of the Earth's crust creation/transformation, as well as permits to study the abundance of chemical elements or Clarke number in the continental crust caused by human activities. It is known that the general distribution of chemical elements in the Earth's crust is determined by the properties of atomic nuclei, but the way of their spreading depends on the chemical characteristics of the corresponding elements. Usage of the nuclear-physical methods provides sufficient accuracy for identification of chemical elements, allows to set up basic standards for the content of trace elements and their isotopes to describe the intensity of anthropogenic human activities, to study an influence and long-term effects of the Chernobyl catastrophe and other technological accidents of the nuclear industry, as well as nuclear tests of widely using Earth's resources: coal, oil, ores et al.

An actuality of radioecology investigations resides in the abilities to obtain additional data about distribution and dynamics of radionuclide content/changes in environmental objects (geological rocks, soils, etc.), especially for mountainous regions which are very sensitive indicators of human activity. Some data on geochemical composition of these objects could be found in the literature, but information about stability of these parameters to such factors as human activity and global geophysical processes is very limited.

The peculiarity of the modern radioecological studies is combining of complex testing with the comparative analysis of radionuclides content in environmental samples, collected from geologically related but geographically distant formations, which had been influenced by various technological impacts with considered seasonal and spatial circumstances. Combination of three analytical nuclear methods (low-background gamma-spectrometry, gamma- and neutron-activation methods) expands a number of the identified elements (radionuclides), enhances the reliability of their identification, and is innovatory nowadays. These experimental data were

treated by using the multivariate statistical analysis for determination of the radiation equilibrium state and the U, Th, Np series radionuclides' correlation degree in the environmental samples.

MATERIAL AND METHODS

In this paper we consider the abilities of low background measurements for the environmental state investigations. Methodology of the new approach is based on an assumption of equilibrium (or quasi-equilibrium) of isotopes of natural U, Th, Np series, which defines the fine structure and activity of background state and of environmental samples. Deviations from this equilibrium state indicate the presence of natural or artificial factors that has being determined and can be fixed by the sets of isotopes which serve as marks.

Radionuclides from the U and Th radioactive series, as well as ^{40}K could be used as markers for natural or geochemical characteristics of the area and only if the secular equilibrium of their activities is achieved or almost achieved (L'ANNUNZIATA et al., 2004; FÜLÖP Zs et al., 2008). The *gamma*-ray lines of ^{214}Bi (609.3 keV and 1120.3 keV) and ^{214}Pb (295.2 keV and 351.9 keV) were used to determine the activity of ^{238}U . For ^{232}Th we obtained an equivalent Th content from the detection of ^{212}Pb (238.6 keV), ^{212}Bi (727.3 keV) and ^{228}Ac (338.3 keV and 911.2 keV). As a test for radiation equilibrium in U/ Th series one can use in situ control the permanency of activity concentration ratio for $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Pb}$, $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$. It should be noted that the proposed method of measuring the content of ^{214}Bi , ^{214}Pb or ^{212}Pb , ^{212}Bi can be used to estimate ^{222}Ra and ^{226}Ra in soils samples. The activity of ^{40}K as a natural marker was determined by detection of its single *gamma*-ray line - 1460.8 keV. The intensity of technogenic factors can be analyzed by investigation of the ^{137}Cs isotope content in soil probes. ^{137}Cs originated from the atmospheric deposition and its properties make it unique as a tracer for studying the soils erosion and sedimentation.

The intensity of technogenic factors can also be analyzed by specific activities ratio for different uranium isotopes as $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ to indicate the specific process at nuclear facility, and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratio indicate different constructive materials. ^{210}Po is seen as an isotope - mark of biosedimentation, biogeochemical and hydroecological processes and ecological state of water resources. Reliability of the results obtained by radioecological studying of the probe samples is determined by instrumental capabilities such as sensitivity, resolution and efficiency of the detector.

The choice of such set of the isotopes-marks is important but still unsolved task of radiological environmental monitoring. The basic problem is in sufficiency of the set of isotopes – marks of basic and trace chemical elements in environmental samples to diagnose the state of the adjacent territories. The other important task of radioecological studies is to ensure the radioactive equilibrium for the radionuclides of the studied samples therefore airtight procedure for soil samples shall be 20 - 30 days. The measurements time is very important to ensure sufficient statistics for *gamma*-spectrometric data and is determined by the requirements of quality assurance and ability to control the low-background conditions. The monitoring experiments are very dependent on sampling procedures of surface soil, river sediments, hillsides, etc. because their isotopic (trace element) composition must reflect the environmental state of large nearby territories. The sampling procedure must be able to provide the efficient monitoring of the short- or long-term indicators of environmental state.

The protected areas monitoring: soils sampling procedures and measuring results

With an aim to investigate the peculiarities of heavy metals' accumulations and distribution in protected areas of Transcarpathian region, the special scheme of the soil sampling had been developed. 5–7 sampling points for each conservancy were situated on the mountain ridges, slopes and valleys of Carpathian Mountains. The distances between the sampling points in a single protected area were 200-400 m and the total change of the altitude was 300 m. Each sample point was determined by GPS-coordinates. Protected areas are located on the distance of 300 km from

each other and are differed by soil composition and forest ranges. Soil sampling was carried out at the depths of 0-20 cm (top layer), 20-50 cm (middle layer), > 50 cm (bottom layer).

The “rule of envelope” had been used for the integrated soil sample forming by four sampling points equidistant from the “envelope” centre. Around each of several samples no less than 4-5 test pits had been carried out and the integrated sample reflects 100-200 m² area.

The soil samples had been purified from organic substances, dried at room temperature, and then sifted. Earthly matter with fractions <1.0 mm had been analyzed. The soils samples were stored in airtight plastic containers and sealed into a plastic foil to prevent cross contamination. The samples were kept for at least three weeks before counting in order to achieve the balance between long-lived isotopes and their short-lived products.

Radionuclide identification was made by the *gamma*-spectroscopy technique, where the cooled 175 cm³ HPGe and 100 cm³ Ge detectors, the multichannel amplitude analyzers and the low-background laboratory had been used. The low-background measurements were carried out in the shielded environment that reduces external *gamma*-radiation in 100 times. In order to reduce the gamma-ray background, the detector was shielded by copper (8 mm), cadmium (1 mm), aluminium (3 mm) and a lead (95 mm) layers. Conditions for the gamma-spectrometric measurements, such as channel drift and spectrum resolution, were controlled during the investigations, along with stabilization of the low-background conditions of the measurements (moisture content, air convection, et al.). The series of measurements verifying low background level were performed periodically (from 4 to 30 hours) and showed its stability. The optimal measurement time should be compared with background conditions and their possible fluctuations in order to guarantee adequate statistical data processing and accuracy. This verification was carried out in range (5–50)×10³ seconds for soils’ natural *gamma*-activity counting. The measuring time of 5000 s allows to measure accurate the soils samples.

The result of the studies was used with the following goals: determination the activity concentration of natural/man-made radionuclides in soil probes from different depths (0-50 cm), investigation the radionuclides migration in depth; influence the soil actual acidity pH McELNEA (2003) on contents and migration of nuclides; radionuclides distribution along the mountain ridges and statistical correlation between content of radionuclides, soil pH and sampling points. Taking into account that sampling was carried out in the mountains on different altitude, soil composition, average humidity and forest range, the instrumental methods should be complemented by statistical ones. It should be mentioned that uncorrected sampling procedures can give the error that exceed the measurement error. We used the following notation: i- sampling points number on the protected areas, depth number n (n = 1,2,3, that corresponds to a surface, middle depth and bottom depth of soil) and A - marker-isotope in soil probe.

First of all we calculated the activity concentration $c_{i,n}(A)$ (in Bq/kg) for sampling point at coordinate (i, n), then $c_A(n)$ - c_A values, averaged over all i-samples taken to depth n by an expression:

$$c_A(n) = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c_{i,n}(A), \quad (1)$$

and finally c_A , obtained by averaging over all samples:

$$c_A = \frac{1}{3} \sum_{n=1}^3 c_A(n). \quad (2)$$

We also investigate their statistical correlations as $r_{A,pH}$ - Pearson's coefficient for $\{A_i\}$ and $\{pH_i\}$ arrays and correlation analysis (c_A) to group the soil probes in concordance with their similarities and differences as resulting from the experimental activity concentrations of A radionuclides.

RESULTS AND DISCUSSION

The results of these investigations showed an absence of fundamental abnormality in investigated isotopes $A = {}^{40}\text{K}$, ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{212}\text{Pb}$, ${}^{214}\text{Bi}$ and acidity of soils pH. Particularly, average values of $c_A(n)$ for surface samples (for $n = 1$) are equal to: for protected area Zacharovanyj Kraj (hereinafter - ZachKr) for ${}^{40}\text{K}$ - 250.0 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 21.0 Bq/kg; and pH = 4.4. Average values for the deepest samples ($n = 3$) are equal to: for ${}^{40}\text{K}$ - 248.1 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 3.8 Bq/kg and pH - 3.8. Surface samples for protected area Chorne Bahno (hereinafter - ChBhn) are: for ${}^{40}\text{K}$ - 271.0 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 9.5 Bq/kg; pH = 4.4. Average values for the deepest samples respectively are equal: for ${}^{40}\text{K}$ - 284.2 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 4.3 Bq/kg; pH = 4.0. Finally, surface samples for Ichthyological preserve Rika (hereinafter - IchPrR) give for ${}^{40}\text{K}$ - 370.0 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 17.1 Bq/kg; pH = 4.2. Average values for the deepest samples respectively changed: for ${}^{40}\text{K}$ - 398.3 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 3.9 Bq/kg and pH = 3.6. Finally, for Uzhanskij NP only surface soil probes ($n = 1$) were taken. The same values were: for ${}^{40}\text{K}$ - 554.6 Bq/kg; ${}^{137}\text{Cs}$ - 16.2 Bq/kg; pH = 4.02.

In Figure 1 the investigated isotopes content's distribution with depth is presented. Here the activity concentration ratio $r(n)$ is defined as $c_{214\text{Bi}}(n)/c_{212\text{Pb}}(n)$. One can see the opposite trends for these dependences between changes of values and depth of sampling: growth of equivalent U series content (a) and substantial decrease of technogenic ${}^{137}\text{Cs}$ content (b).

The origin of these dependences lies in the solubility of the chemical forms in which each radionuclide is present. Assuming that uranium isotopes are the most mobile radionuclides SHEPPARD (1992), the much higher uranium concentrations in soils probes for the deeper horizons of sampling points seem to indicate that the major supply in this points is in a soluble form and is performed by the rains. This effect is common for all protected areas.

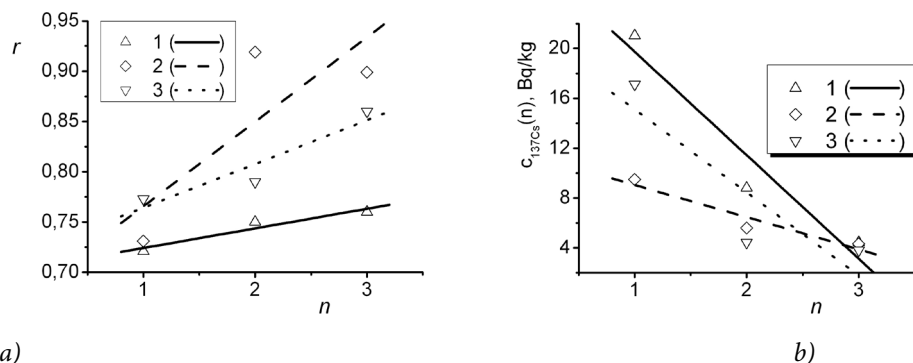


Figure 1. The depth distribution of: a) reduced U/Th content parameter r (see in text) and b) ${}^{137}\text{Cs}$ activity concentration. Here 1 – ZachKr, 2 – ShBhn, 3 – IchPrR.

In Table 1 the Pearson's coefficients $r_{A,pH}$ between the soil's pH and averaged activity concentration for marker-isotopes A for all protected areas are presented. One can note the negative sign of the correlation coefficients for ${}^{40}\text{K}$, ${}^{214}\text{Bi}$ (uranium series), ${}^{212}\text{Bi}$ (thorium series) and significant values for ${}^{137}\text{Cs}$ correlation coefficient, which agrees with the data of Figure 1.

Table 1. The statistical relationships between pH of soil probes and averaged activity concentrations c_A for various isotopes (A) in different protected areas.

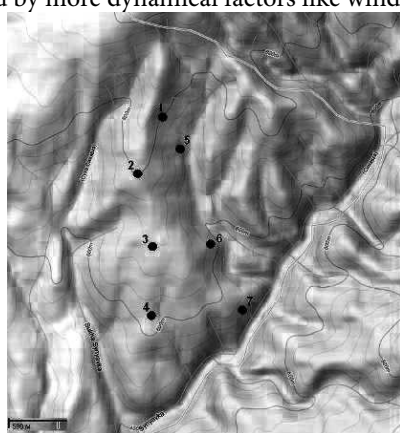
A	ZachKr	ShBhn	IchPrR
^{40}K	-0.25	-0.37	-0.37
^{214}Bi	-0.20	-0.27	-0.38
^{212}Pb	0.16	0.21	0.12
^{137}Cs	0.67	0.67	0.44

It should be noted that those relationships are broken in case of the data from Uzhanskij NP, where only surface soil probes were taken.

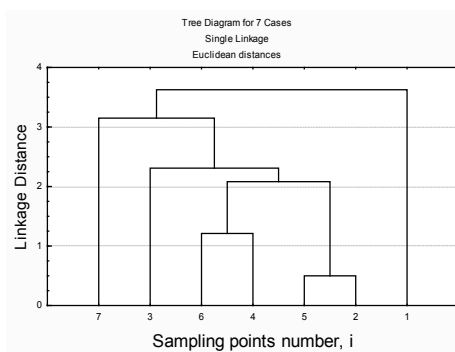
These data allow investigating the statistical dependences between the sampling points along the mountain ridges, slopes and valleys, and checking their homogeneity. At performing such analyses, we have used c_A as the basic parameter. According to the theory (LOZANO et al., 2009; MASLYUK et al., 2012) we considered each soil probe as a multidimensional function of A radionuclide activity concentration. In this case, c_A is used to group the soil sampling points in concordance with their similarities and differences resulting from the experimental concentrations.

The abilities of the c_A are demonstrated on example of ZachKr, where 7 sampling points along the mountain ridges and in nearby valleys were chosen (Fig. 2, a). The analysis shows that the same regularities are common for other investigated protected areas, where soil samples were taken from deep (except Uzhanskij NP). It should be noted the constancy of statistical regularities for deep sampling points horizons ($n = 2$ and 3), whereas the surface samples ($n = 1$) do not show such dependence.

The tree diagrams related to c_A between ZachKr sample points on base of ^{40}K , ^{137}Cs , ^{214}Bi and ^{212}Pb isotopes and for depth $n = 2$ are shown in Fig. 2, b. One can see stronger correlation (little linkage distance) between sampling points on a ridge and the neighboring and lower points in the valleys (2-5, 4-6), whereas such correlation for *sampling* points along mountain ridges (1-2-3-4) is much smaller. It can be caused by the fact that chemical and microelements composition for deep soil horizons is more stable and is formed by both chemicals migration processes: along the slopes of the mountains and vertically to a soil depth, for example, under the influence of rains. The microelement composition of the grounds (surface soils), especially along the mountain ridges, is formed by more dynamical factors like winds.



a)



b)

Figure 2. The sampling scheme for ZachKr mountainous relief (a) and c_A diagrams for ZachKr sampling points (b).

In Figure 3 the depth and areas distribution of the ^{214}Pb isotope in soil probes for protected area Zacharovanyj Kraj is presented. This data represent the first information about radon evaluation in the Carpathian protected mountain areas.

Mountain rivers monitoring for environment diagnostics

The above data show the importance of radioisotope studying the formation and characteristics of river sediments as a result of hydrographic and biogeochemical processes. The mountain rivers have more intensive water flows on highland areas than on such low-landing ones. Their sediments are dynamic and very informative substance that is useful for environmental monitoring of large nearby area. Special interest represents the result of monitoring of natural and techogenic radionuclides content in the three Western Carpathian mountain rivers sediments obtained during three. The proposed sampling scheme allows to investigate the changes of seasonal and spatial distributions of the radionuclides in sediments. The obtained data indicate the radionuclides intensive leaching from sediments during the flood season (Fig. 4, a) that can be considered as the principal element of the mountains self-purification mechanism. Figure 4, b illustrates the statistical regularities of radionuclides content in the mountain rivers sediments probes by using the principal component analysis (PCA). As can be seen, these radionuclides are grouped in three main clusters, where one cluster consists of the radionuclides from the U and Th radioactive series (^{214}Bi , ^{212}Pb) for different sampling points, while other clusters are comprised of the technogenic (^{137}Cs) and the natural (^{40}K) markers.

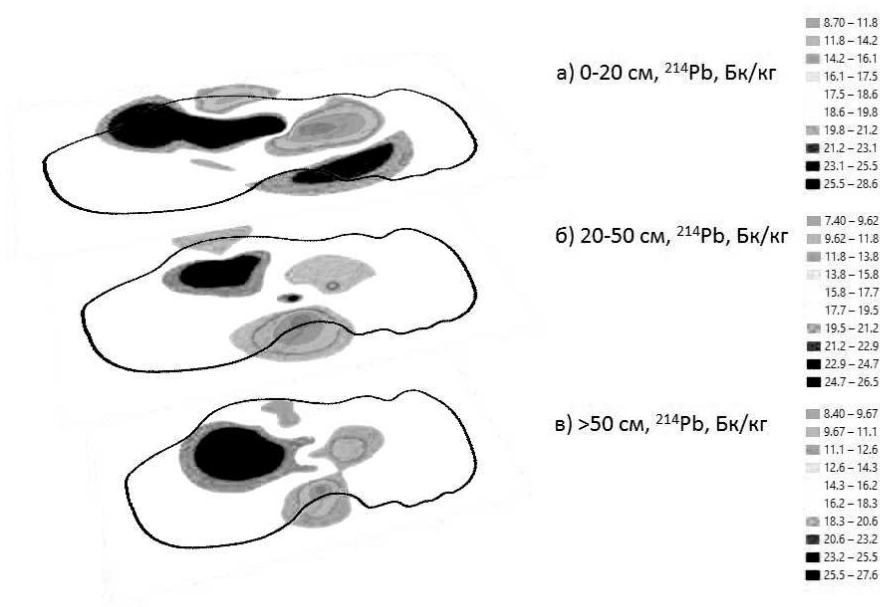


Figure 3. The schemes of the ^{214}Pb isotope distributions for ZachKr areas: the surface level (0-20 cm), middle level (20-50 cm) and bottom level (> 50 cm) are presented.

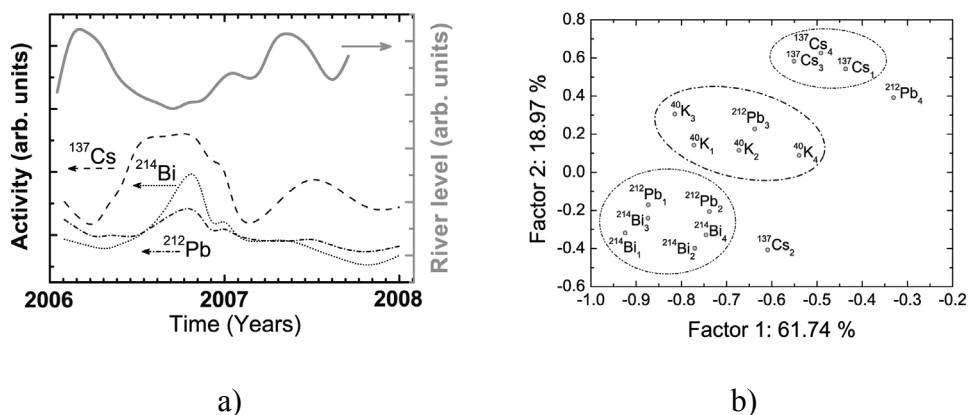


Figure 4. a) Seasonal oscillations of ^{137}Cs (dash curve), ^{214}Bi (dot curve) and ^{212}Pb (dash-dot curve) radionuclides in MRS with respect to averaged values of the water level (solid curve); b) PCA plot of technogenic: $^{137}\text{Cs}_i$ and natural: $^{214}\text{Bi}_p$, $^{212}\text{Pb}_p$; $^{40}\text{K}_i$ radionuclides averaged on over three years.

CONCLUSIONS

Thus, new methods of nuclear and physics research allow us to establish indicators of natural geochemical or technological processes in the Carpathian mountains region and to organize a system of global monitoring with the purposes of studying the current state and dynamics of environmental changes. They are based on an understanding of the nature of proliferation the chemical elements, their nuclear transformations and impact of natural and anthropogenic factors on the balance between the U, Th, Np natural series. On the other hand, these methodologies are a good complement to traditional ones that use chemical, biological indicators in environmental studies. Statistical analysis can be effectively used for estimation of the reliability of sampling scheme and determination even weak similarities between sampling points. The obtained results demonstrate the statistical regularities between the natural and man-made radionuclides content, as well as with physical and chemical properties for soils samples from Transcarpathian protected areas. These data are important for radionuclide's standards and evaluation the radon contents in soils of this region.

REFERENCES

- COCHRAN, J. – FENG, H. – AMEDIL, D. – Beck A., 2006. Natural radionuclides as tracers of coastal biogeochemical processes. *J. Geochem. Explor.*, 88: 376-379.
- FÜLÖP, ZS. – ELEKES, Z., 2008. Nuclear processes in nature. in: *EOLSS Enciklopedia – Radiochemistry and Nuclear Chemistry* (e-book) Ed. S. Nagy. (<http://www.eolss.net/outlinecomponents/Radiochemistry-Nuclear-Chemistry>).
- KOVÁCS, T., 2010. Thoron measurements in Hungary. *Radiation Protection Dosimetry* (ISSN: 0144-8420) 141: (4) pp. 328-334. IF: 0.707.
- KÁVÁSI, N. – SOMLAI, J. – SZEILER, G. – SZABÓ, B. – SCHAFER, I. – KOVÁCS, T., 2010. Estimation of effective doses to cavers based on radon measurements carried out in seven caves of the Bakony mountains in Hungary. *Radiation Measurements* (ISSN: 1350-4487) 45: pp. 1068-1071. IF: 0.973.
- LAZORENKO, G. – O. POLIKARPOV, G. – OSVATH, I., 2009. ^{210}Po accumulation by components of the Black Sea ecosystem. *Radioprotection.*, 44(5): 981–986.

-
- L'ANNUNZIATA, – MICHAEL, F. 2004. HANDBOOK OF RADIOACTIVITY ANALYSIS, 2nd Ed.; ACADEMIC PRESS: AMSTERDAM, 1062 pp.
- LOZANO, J.C. – BLANCO, P.R. – VERA TOME F., 2002. Distribution of long-lived radionuclides of the ²³⁸U series in the sediments of a small river in a uranium mineralized region of Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 63: 153–171.
- MAŇKOVSKA, B. – OSZLANYI, J. – BARANČOK, P., 2008. Measurement of the atmosphere loading of the Slovak Carpathians using bryophyte technique. *Ekologia*, Bratislava, 27: 339–350.
- MASLYUK, V. – SVATYUK, N. – STETS, M. – FRONTASYEVA, M. – PARLAG, O. 2012. Statistical regularities in the distribution of radionuclides in sediments of Transcarpathia mountain rivers. *Journal of Environmental Radioactivity*, doi:10.1016/j.jenvrad.2012.04.016.
- MASLYUK, V.T. – SYMKANYCH, O.I. – SUKHAREV, S.N., 2012. Natural activity of the Carpathians National Park soils: the spatial, geomorphological factors and radionuclide standards. In situ nuclear methodology as a tool for radioecology INSINUME'2012: Intern. Symp., 11-15 June 2012: Abstracts. Brussels, Belgium. - P.58.
- McELNEA, A.E. – AHERN, C.R. – MENZIES, N W., 2002. The measurement of actual acidity in acid sulfate soils and the determination of sulfidic acidity in suspension after peroxide oxidation. *Australian Journal of Soil Research*, 40: 1133 – 1157.
- POURCELOTA, D. – LOUVATA, F. – GAUTHIER-LAFAYEB, F. – STILLET, P., 2003. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *Journal of Environmental Radioactivity*, 68: 215-233.
- SHEPPARD, S.C. – EVENDEN, W.G. – ANDERSON, A.J., 1992. Multiple assays of uranium toxicity in soil. *Environmental Toxicology & Water Quality*, 7: 275 – 294.
- SYMADER, W. – ROTH M., 2002. Changes in chemical characteristics of river bed samples caused by exceptional high floods in the Kartelbornsbach basin near Trier. *International Association of Hydrological Sciences*, 276: 333-338.
- Watson, E.B., (2007). *Equilibrium and Disequilibrium in Isotopic Series Elements*, 3(4): 1-273.

Časopis je jedným z výsledkov realizácie projektu: „Inovácia vzdelávacieho a výskumného procesu ekológie ako jednej z nosných disciplín vedomostnej spoločnosti“, ITMS: 26110230119, podporeného z operačného programu Vzdelávanie, spolufinancovaného zo zdrojov EÚ.

Editor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Recenzenti:

RNDr. Lenka DEMKOVÁ, PhD.
RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.
Ing. Jozef FEJÉR, PhD.
RNDr. Andrea FRIDMANOVÁ, PhD.
RNDr. Daniela GRUĽOVÁ, PhD.
Ing. Martin HAUPTVOGL, PhD.
prof. Zholt KORMOSH, CSc.
doc. PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
RNDr. Peter MANKO, PhD.
doc. Ruslan MARIYCHUK, CSc.

Mgr. Miloslav MICHALKO, PhD.
prof. MVDr. František NOVOTNÝ, PhD.
Ing. Miroslav OČADLÍK, PhD.
doc. RNDr. Peter PAĽOVE-BALANG, PhD.
RNDr. Norbert POLČÁK, PhD.
RNDr. Eva SITÁŠOVÁ, PhD.
RNDr. Radoslav SMOLÁK, PhD.
RNDr. Ján ŠEVC, PhD.
RNDr. Bronislava VÍCHOVÁ, PhD.

Redakčná rada:

Predseda:

doc. Mgr. Martin HROMADA, PhD.

Výkonný redaktor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Členovia:

RNDr. Ema GOJDIČOVÁ, PhD.
Mgr. Tomáš JÁSZAY, PhD.
PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
Mgr. Peter MANKO, PhD.
doc. RNDr. Ivan ŠALAMON, CSc.
RNDr. Marcel UHRIN, PhD.

Adresa redakcie:

Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovensko
Tel: 051 / 75 70 358, e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ:

Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove

Sídlo vydavateľa:

Ulica 17. novembra 15, 080 01 Prešov

IČO vydavateľa:

17 070 775

Periodicita:

2x ročne

Jazyk:

slovenský

Poradie vydania:

1/2015

Dátum vydania:

október 2015

ISSN1338-080X

EV 3883/09



„Moderné vzdelávanie pre vedomostnú spoločnosť/
Projekt je spolufinancovaný zo zdrojov EÚ“

ISSN 1338-080X



9 771338 080002