



**ACTA
FACULTATIS
FORESTALIS
ZVOLEN**

**55(1)
2013**

TECHNICKÁ UNIVERZITA VO ZVOLENE

Vedecký redaktor / Executive editor:
doc. Ing. Jaroslav Kmeť, PhD.

Predseda redakčnej rady / Editor in Chief:
doc. Dr. Ing. Viliam Pichler

Redakčná rada / Editorial board:
doc. Ing. Marek Fabrika, PhD.
prof. Ing. Peter Garaj, CSc.
prof. Ing. Iveta Hajdúchová, PhD.
prof. Ing. Matúš Jakubis, PhD.
prof. Ing. Valéria Messingerová, CSc.
doc. Ing. Karol Ujházy, PhD.
prof. Ing. Milan Saniga, DrSc.
prof. Ing. Jaroslav Škvarenina, CSc.

ACTA FACULTATIS FORESTALIS ZVOLEN 55(1) 2013

Vydala Technická univerzita, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, IČO 00397440

Vydanie I. – 2013

Rozsah 171 strán, 10,73 AH, 10,98 VH

Náklad 150 výtlačkov

Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou

Vydanie publikácie schválené Edičnou radou TU vo Zvolene dňa 30. 1. 2013, číslo EP 47/2013

Periodikum s nepravidelnou periodicitou

Evidenčné číslo 3861/09

© Technická univerzita vo Zvolene
ISSN 0231-5785

Všetky práva vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa

OBSAH – CONTENTS – INHALT

Saniga, M., Jaďud', J., Dobák, J.: Autoredukcia a výškový rast duba zimného a hraba obyčajného v počiatkových fázach prirodzenej obnovy.....	7
Autoreduction and height growth of a sessile oak and hornbeam in the initial phases of natural regeneration.....	7
Vencurik, J., Kucbel, S., Jaloviar, P., Snopková, Z.: Porovnanie rastu a klimatickej senzitivity prirodzenej obnovy smreka obyčajného (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) a jedle bielej (<i>Abies alba</i> Mill.) vo výberkovom lese v Nízkyh Tatráh	19
Comparison of growth and climate sensitivity of Norway spruce (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) and silver fir (<i>Abies alba</i> Mill.) natural regeneration in a selection forest in the Nízke Tatry Mts.....	19
Žihlavník, A., Bahýľ, J., Mistrik, M., Dóczy, J.: Možnosti využitia metód ťažbovej úpravy lesa v rôznych jednotkách priestorového rozdelenia lesa	29
Utilization of forest cutting regulation methods in different forest spatial distribution units.....	29
Messingerová, V., Slugeň, J., Vyskoková, Z.: Analýza nákladov v logistike výroby lesnej biomasy.....	45
Analysis of the logistics costs in forest biomass production.....	45
Gömöryová, E., Fekiačová, Z.: Dynamika a variabilita bazálnej respirácie pôdy na výškovom tranzekte v stredohorskej oblasti Poľany	59
Temporal and spatial variability of the basal soil respiration along the altitudinal transect in the Poľana Mts.....	59
Macková, M., Kmet', J.: Parametre fluorescencie chlorofylu a sadeníc buka lesného (<i>Fagus sylvatica</i> L.) v podmienkach sucha pri aplikovaní hydrogélu STOCKOSORB®Micro.....	73
Chlorophyll a fluorescence parameters of european beech seedlings (<i>Fagus sylvatica</i> L.) under drought stress conditions by the applied the hydrogel Stockosorb®Micro	73
Výbohová, E.: Spektrálna charakteristika extraktívnych látok dreva topoľa osikového <i>Populus tremula</i> L.....	81
Spectroscopic characterization of extractives from Aspen poplar (<i>Populus tremula</i> L.) wood	81

Paule, L., Romšáková, I., Krajmerová, D., Gömöry, D., Hell, P., Ionescu, O.:	
Genetická diverzita a diferenciácia populácií diviaka (<i>Sus scrofa</i> L.) v Karpatoch	91
Genetic diversity and differentiation of wild boar (<i>Sus scrofa</i> L.) populations in the Carpathians.....	91
Paule, L., Tullová, M., Krajmerová, D., Romšáková, I.:	
Genetická diferenciácia slovenských populácií jeleňa lesného (<i>Cervus elaphus</i> L.).....	105
Genetic differentiation of Slovak red deer (<i>Cervus elaphus</i> L.) populations.....	105
Pavlík, Š.:	
Zmeny populačnej hustoty d'atľov v dubovom lese: 18-ročná prípadová štúdia	117
Changes in population densities of woodpeckers in an oak forest: a 18-year case study	117
Bútora, L., Garaj, P., Kropil, R., Pavlík, Š., Pataky, T.:	
Účinnosť preventívnej ochrany lesných drevín proti odhryzu prežúvavou zverou	133
Research of the preventive tree protection against roof-game browsing	133
Find'o, S., Kaštier, P., Bučko, J.:	
Metodické problémy skúšania účinnosti repelentov proti odhryzu zverou	149
Methodological problems of testing the efficacy of repellents against deer browsing	149
Škorňa, J.:	
Zisťovanie vodnej erózie na území lesoparku Banská Bystrica	157
Detection of water erosion in the Forest Park Banská Bystrica	157

AUTOREDUKCIA A VÝŠKOVÝ RAST DUBA ZIMNÉHO A HRABA OBYČAJNÉHO V POČIATOČNÝCH FÁZACH PRIRODZENEJ OBNOVY

Milan S A N I G A – Ján J A Ď U Ď – Jozef D O B Á K

Saniga, M., Jad'ud', J., Dobák, J.: Autoreduction and height growth of a sessile oak and hornbeam in the initial phases of natural regeneration. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 7–18, 2013.

The work deals with the change of tree species composition and height growth in the sessile oak and hornbeam forest (group of forest types Carpineto-Quercetum) during two-year period in the advance growth phase when the growth dynamics and autoreduction is the highest. The initial number of individuals of natural regeneration was very high within the range between 470 000 pcs.ha⁻¹ – 890 000 pcs.ha⁻¹. Research has shown significantly higher autoreduction of a sessile oak (48% – 71%) in different light condition than there was of hornbeam. Despite of tree seed crops of both tree species in the same year, the height growth of hornbeam is more rapid in the individual and small-scale mixing. Correlation between height category, and tree height increment confirmed that sessile oak height growth is significantly lower than the height growth of hornbeam. This fact was confirmed by high category 20–50cm. The difference in height increments of sessile oak and hornbeam was higher in the next height category.

Key words: sessile oak, hornbeam, natural regeneration, height growth

1 ÚVOD A PROBLEMATIKA

Predpokladom pre trvalo udržateľné obhospodarovanie lesa je zabezpečenie ekologickej stability lesných porastov. Dosiahnutie ekologickej stability vyžaduje nielen udržanie a pestovanie porastov autochtónnych drevín, ale aj dosiahnutie odolnej porastovej štruktúry (SANIGA 2010). Pôvodné lesy v 2. a 3. lesnom vegetačnom stupni sa vyznačujú pomerne pestrým drevinovým zložením a výrazne diferencovanou výškovou štruktúrou. Priestorová výstavba je v porovnaní s porastmi vyšších lesných vegetačných stupňov počas celého vývojového cyklu zložitejšia (KORPEL 1989). Uplatnením vhodných pestovateľských koncepcií môžeme získať druho- vekovo a plošne diferencované porasty, tvorené pôvodnými drevinami s vysokou individuálnou statickou stabilitou. Porasty tvorené autochtónnymi drevinami využívajú predpoklady pre prirodzenú obnovu. Prirodzenou obnovou zachováame genofond miestnych ekotypov drevín, udržujeme genetickú variabilitu populácie a zabezpečíme lepšie využitie produkčných možností stanovišťa. Následný porast z prirodzenej obnovy sa vyznačuje veľkým počtom jedincov čo vytvára

rezervu a je významným pomocným prvkom pri výchove porastov. Koreňový systém jedincov prirodzenej obnovy sa vyvíja prirodzeným spôsobom a bez deformovania. Podľa výsledkov viacerých autorov (KORPEL 1995), SMEJKAL *et al.* (1995), SANIGA (2005) sú pôvodné dubové pralesy obohatené najmä o prímies drevín buk, hrab či lipa. V dubových porastoch, ktoré sú obhospodarované je častou prímiesou hrab, ktorý najmä v žrdkoviňách plní významnú výchovnú funkciu jednak hľadiska pestovného ale aj ekologického. Jeho primerané zastúpenie je dôležité aj pre vývoj kvality kmeňa cieľových stromov, čo konštatujú viacerí autori LEIBUNGUT (1945), BEZAČINSKÝ (1956), SANIGA (2010), KORPEL (1973) in ŠTEFANČÍK, STRMEŇ (2011). V hospodárskych dubových lesoch je teda nutné zabezpečiť prirodzenou obnovou všetky dreviny tvoriace štruktúru porastu, pričom je dôležité dosiahnuť prioritne obnovu duba a tým zvýhodniť jedince nasledujúcej generácie v konkurencii o rastový priestor. V intenciách prírody blízkeho pestovania dubových lesov a lesov s účasťou duba je nutné zabezpečiť jeho prirodzenú obnovu maloplošne. Uplatnením zásad hodnotového prírastkového hospodárstva v dubových porastoch sa vytvára a udržiava mozaiková štruktúra následného porastu (SANIGA 2010). Podľa výskumov zahraničných autorov LÜPKE (1987), SCHÜTZ (1991) je pre zabezpečenie prirodzenej obnovy duba najlepšie uplatňovať prvky maloplošného podrastového hospodárstva. S postupným prelomením zápoja sa prirodzená obnova dostavuje ako samozrejmosť, nie ako cieľ pestovného opatrenia. Vyklíčenie semena a ujetie semenáčikov je úplne závislé od kvality semena a klíčišťa, t.j. od pôdných vlastností a klimatických podmienok prostredia na ktoré najvýznamnejšie vplývajú faktory ako teplota, vlhkosť povrchovej vrstvy pôdy a vrstvy vzduchu bezprostredne nad pôdnym povrchom (SANIGA 2010). Podľa BRUNNERA (1994) sa výskumy zamerané na ekologické podmienky a charakteristiku rastu drevín zakladajú na komplexnej analýze jednotlivých ekologických faktorov a ich zámenného účinku. V prípade že analyzujeme účinky svetla ako rozhodujúceho faktora pre výškový rast musí byť na ploche stanovišťa zabezpečená homogénnosť ostatných faktorov ako napr. zásobenosť vodou a živinami. Druhým dôvodom prečo analyzovať vplyv svetla na rast je úzka závislosť medzi žiarením a ostatnými ekologickými faktormi (teplota, pôdna a vzdušná vlhkosť). MOSANDL (1991) vo svojich výskumoch so smrekom uvádza, že sila osvetlenia nediferencuje porast len z hľadiska svetelných charakteristík ale ovplyvňuje celý komplex stanovištných faktorov, ktoré so svetlom úzko korelujú. Dub je vo všeobecnosti označovaný ako slnná drevina, čo znamená, že jeho tolerancia na zatienenie je nízka. REIF, GÄRTNER (2007) uvádzajú, že pre klíčenie a následné bezproblémové odrastanie duba pod clonou porastu je rozhodujúca úroveň osvetlenia a konkurencia nízkej vegetácie. PULPÁN (2001) predpokladá, že pre zabezpečenie bezproblémovej obnovy je potrebné na 1 m² plochy minimálne 5 kusov semenáčikov, čo predstavuje minimálne 10 kusov zdravých žaluďov na 1 m² plochy bez zapracovania do pôdy a 8 semien na 1 m² zapracovaných do pôdy. Prežívanie semenáčikov závisí od podmienok porastového prostredia, ktoré ovplyvňuje predovšetkým intenzita clonenia materského porastu. V dôsledku toho že dub má hypogeické klíčenie rastie v prvom rade koreňový systém, ktorý je počas prvého roku až trikrát väčší ako nadzemná časť semenáčka. Rast semenáčikov je závislý na množstve svetla. Existuje priama závislosť medzi množstvom svetla a výškovým rastom semenáčikov v prvom roku života (JONES 1959). Pri nadmernom zatienení reaguje dub zrýchleným

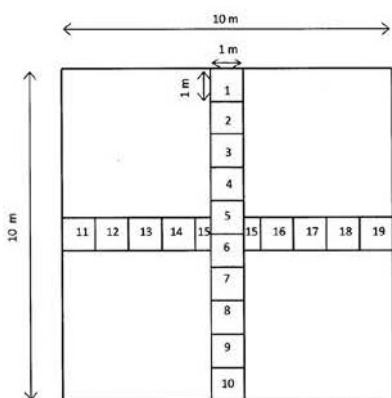
výškovým rastom semenáčikov, ktoré sa snažia dostať viac svetla. Tento poznatok potvrdzuje aj WEINREICH (2000), ktorý hovorí o zvýšenej intenzite výškového rastu, zväčšení asimilačnej plochy a zvýšení obsahu chlorofylu v listoch pri silnejšom zatienení. Čím je väčšie zatienenie semenáčikov, tým sa prejavuje u nich väčší výškový prírastok a zväčšovanie asimilačnej plochy. Na druhej strane to má za následok ich spomalený hrúbkový prírastok a rast koreňového systému. Preto pri presvetlení a znížení clony materského porastu sa zníži výškový prírastok a zvýši sa hrúbkový. Pri odoberaní porastovej zásoby treba byť opatrný, pretože v dôsledku silného presvetlenia môže dôjsť k rozvoju konkurenčnej bylinnej a trávinatej vegetácie, ktorá svojim zatienením, odčerpávaním živín a vlhkosti z pôdy, negatívne vplyva na semenáčky, ktoré svojim vplyvom oslabuje až do takej miery, že spôsobí ich hromadné odumieranie. Vplyvom svetla na rast dubového zmladenia sa venoval RADKOV (1948) in VYSKOT (1958), ktorý zistil, že rast náletu pod clonou materského porastu je plynulejší než rast bez clonenia a dĺžka doby počas ktorej môžeme nálet udržiavať pod clonou materského porastu závisí od stupňa zápoja korún. Pri zakmenení 0,8–0,9 odumiera nálet za 6 až 7 rokov, pri zakmenení 0,6–0,7 za 10 až 15 rokov, pri zakmenení 0,5–0,6 dokáže nálet prežívať pod clonou 20 až 40 rokov. Pri znížení zakmenenia pod 0,5 má nálet dostatočné množstvo svetla pre svoj rast. Autor ďalej zistil, že vývoj dubového náletu pod clonou materského porastu prebieha v troch fázach. V prvej fáze prirastá nadzemná a koreňová časť rovnomerne. V druhej fáze nadzemná časť periodicky odumiera a koreňová časť aj napriek tomu rastie. V tretej fáze dochádza k úplnému odumretiu nadzemnej časti. Koreňový systém zostáva ešte určité obdobie živý, ale pod vplyvom hniloby za krátke obdobie odumrie. Vývoj dubového zmladenia teda prechádza niekoľkými štádiami. Dosiahnutie vyváženia optimálnych podmienok prostredia v jednotlivých štádiách urýchľuje vývoj jedincov. Naopak nedostatok, alebo nadbytok určitých faktorov spôsobuje spomalenie až zastavenie vývoja a rastu. Podľa KORNÁKOVSKÉHO in DAKOV (1953) je potrebné rozlišovať štádium vzniku prirodzenej obnovy a štádium vývoja prirodzenej obnovy, kde môžeme zaradiť odrastanie náletu a nárastu. Často platí, že podmienky prostredia, ktoré sú vhodné pre klíčenie, ujímanie a prežívanie semenáčikov nie sú vhodné pre ďalší vývoj prirodzenej obnovy duba. Vo fáze vývoja prirodzenej obnovy (približne 2–3 roky po jeho vzniku) sa svetlo stáva najdôležitejším faktorom, ktoré ovplyvňuje rast a vývoj dubového náletu a nárastu. Dubový nálet pod materským porastom po troch rokoch odumiera, ale v ďalšom roku vyháňa z koreňového krčku výhonok a takto dokáže prežívať ešte 6–7 rokov. Svetlo prenikajúce korunovým priestorom má veľký vplyv na stav prirodzenej obnovy duba. Postupným vývojom sa nároky náletu a nárastu na intenzitu osvetlenia zvyšujú. Neskoré odclonenie náletu spôsobuje brzdenie rastu až jeho odumieranie v dôsledku nedostatku svetla. Rovnako zas príliš silný zásah spôsobuje odumieranie náletu z príliš silného osvetlenia.

Pri zmiešaných dubových porastoch hlavne s bukom a hrabom, pre ich znížené nároky na svetlo a rýchlejší rast v mladom veku je prirodzená obnova duba zložitejšia (INDRA 2001). Pomerne veľkým problémom v rámci celej koncepcie sa stáva živelná prirodzená obnova hraba, ktorý ako drevina znášajúca zatienenie v daných podmienkach nachádza optimálne podmienky pre hromadnú prirodzenú obnovu. Hromadne zmladzuje nielen na ploche východisk, ale aj na širokej zóne ich vnútorného okraja.

Cieľom príspevku je analýza výškového rastu hraba a duba zimného podľa výškových kategórií a charakteristika autoredukčných procesov oboch sledovaných drevín za obdobie dvoch rokov na trvalých výskumných plochách založených v rôznom stupni clonenia v koncepcii mozaikového porastu.

2 MATERIÁL A METODIKA

Porast 584 v ktorom sa vykonalo hodnotenie prirodzenej obnovy sa nachádza na území VŠLP, je rozpracovaný koncepciou mozaikových porastov. Typologicky patrí do skupiny lesných typov (slt) *Carpineto Quercetum*. Nachádza sa na južnej expozícii, v nadmorskej výške 340–350 m, so sklonom 20 %. Zastúpenie drevín dub zimný 60 %, hrab 20 %, dub cerový 10 %, buk lesný 10 %. Pre naplnenie stanoveného cieľa sa v poraste v roku 2008 stabilizovali trvalé výskumné plochy (ďalej len TVP) o veľkosti 10×10 m s rozlohou 100 m². Pre zistenie stupňa clonenia bol na ploche systémom field map zistený vertikálny priemet korún stromov materského porastu. V strede TVP bol stabilizovaný krížový transekt zložený z dvoch osových transektov o rozmeroch 10×1 m umiestnených kolmo na seba na ktorom bol každý 1 m² označený od 1 po 10 v zvislom smere a od 11 po 19 v horizontálnom smere. TVP boli v teréne vymarané pásmom, každej bolo pridelené identifikačné číslo a rohy TVP sú v teréne trvalo fixované drevenými kolmi (obr. 1).



Obr. 1 Trvalá výskumná plocha (TVP) s umiestnením krížového transektu.

Fig. 1 Permanent research plot (PRP) with located cross transect.

Na trvalých výskumných plochách boli merané nasledovné dendrometrické veličiny:

- situácia stojacich stromov s $d_{1,3}$ väčšou ako 8 cm v polárnom súradnicovom systéme,
- šírka korún stojacich stromov v smere $x_1 - x_4$ s presnosťou ± 10 cm, pre stanovenie ich vertikálneho priemetu,
- štruktúra prirodzenej obnovy podľa druhu dreviny a výškovej kategórie na krížovom transekte. Jednalo sa o nasledovné výškové triedy:
 - jedince s výškou do 20 cm,
 - jedince s výškou 21–50 cm,

- jedince s výškou 51–80 cm,
- jedince s výškou 81–130 cm,
- jedince s výškou nad 130 cm do hrúbky $d_{1,3}$ 2 cm,
- výškový prírastok jedincov prirodzenej obnovy podľa druhu dreviny a výškovej kategórie s presnosťou na 0,5 cm.

Štruktúra prirodzenej obnovy sa zisťovala na krížovom tranzekte osobitne pre každý 1 m² podľa dreviny a výškovej kategórie. Výškový prírastok jedincov prirodzenej obnovy sa meral na 10 jedincoch podľa drevín pre výškovú kategóriu v ktorej sa nachádzali jedince prirodzenej obnovy na krížovom tranzekte. Meranie výškového prírastku sa vykonalo metrom s presnosťou na 0,5 cm. V prípade posúdenia vývoja a autoredukcie jedincov prirodzenej obnovy sa posudzoval stav prirodzenej obnovy na začiatku dvojročného obdobia v roku 2008 a konci v roku 2010. Ide o posúdenie zmien v štruktúre prirodzenej obnovy a zmien vo výškovej štruktúre prirodzenej obnovy na jednotlivých TVP, ktoré sú v počiatočnej fáze odrastania prirodzenej obnovy. Proces autoredukcie a výškový rast jedincov prirodzenej obnovy sa analyzoval na dvoch vybraných TVP (TVP 3 a TVP 4) s konštantným stupňom clonenia počas skúmaného obdobia. TVP 3 bola založená ako TVP s dominantným zastúpením jedincov prirodzenej obnovy duba so stupňom clonenia 51 % a TVP 4 bola založená ako TVP s dominantným zastúpením jedincov prirodzenej obnovy hraba so stupňom clonenia 27 %.

Pre štatistické testovanie rozdielu vo výškových prírastkoch oboch drevín v rozdielnom stupni clonenia bol použitý t-test a pre testovanie významnosti rozdielov výškových prírastkov drevín po kategóriách v rámci jednej TVP bol s ohľadom na rozsah a charakter súboru použitý Mann-Whitneyov U-test. Pre posúdenie závislosti medzi výškovou kategóriou (x) a výškovým prírastkom (y) bola použitá jednoduchá lineárna závislosť v programe Štatistika 7.

3 VÝSLEDKY

3.1 Autoredukčné procesy

Priebeh procesu autoredukcie a zmien v štruktúre prirodzenej obnovy podľa drevín na TVP 3 je znázornený v tabuľke 1.

Tabuľka 1 Zmena štruktúry prirodzenej obnovy na TVP 3 v rokoch 2008 a 2010.

Table 1 Structure of natural regeneration on PRP 3 in years 2008 and 2010.

DUB ⁽¹⁾				HRAB ⁽²⁾			
n.ha ⁻¹⁽³⁾		change ⁽⁴⁾		n.ha ⁻¹⁽³⁾		change ⁽⁴⁾	
2008	2010	n.ha ⁻¹⁽³⁾	%	2008	2010	n.ha ⁻¹⁽³⁾	%
865 263	447 369	-417 894	-48	24 211	23 363	-848	-3

⁽¹⁾sessile oak, ⁽²⁾European hornbeam, ⁽³⁾pcs.ha⁻¹, ⁽⁴⁾change

Priemerný počet jedincov prirodzenej obnovy duba na TVP3 v roku 2008 bol 865 263 n.ha⁻¹. V roku 2010 bol počet jedincov prirodzenej obnovy duba 447 369 n.ha⁻¹. V priebehu dvoch rokov ide v priemere o pokles o 417 894 jedincov v prepočte na 1 ha čo predstavuje 48 % z počiatočného počtu v roku 2008. V konečnom dôsledku ide o prirodzený proces podmienený vnútrodruhovou konkurenciou o svetlo a rastový priestor v dôsledku čoho sa presadia najvitalnejšie jedince. Dôvodom výrazného poklesu jedincov v procese autoredukcie je vysoký počiatočný počet jedincov prirodzenej obnovy duba. Pri posúdení procesu autoredukcie prirodzenej obnovy hraba sa zistili závažné poznatky. Po zhodnotení stavu prirodzenej obnovy hraba možno konštatovať menej intenzívny proces jeho autoredukcie. Za sledované obdobie predstavoval hodnotu 848 ks.ha⁻¹. Jeho jednotlivý výskyt v dubovom nálete resp. náraste vytvára pre jeho rast pravdepodobne lepšie podmienky. Takáto konštelácia vytvára aj do budúcnosti lepšie východiskové podmienky pre formovanie štruktúry porastov s dominantným postavením duba zimného. Pokiaľ hodnotíme priebeh procesu autoredukcie a zmien v štruktúre prirodzenej obnovy pri podstatne nižších hodnotách prirodzenej obnovy a zníženom stupni clonenia informáciu podáva tabuľka 2.

Tabuľka 2 Zmena štruktúry prirodzenej obnovy na TVP 4 v rokoch 2008 a 2010.
Table 2 Structure of natural regeneration on PRP 4 in years 2008 and 2010.

DUB ⁽¹⁾				HRAB ⁽²⁾			
n.ha ⁻¹ (3)		change (4)		n.ha ⁻¹ (3)		change (4)	
2008	2010	n.ha ⁻¹	%	2008	2010	n.ha ⁻¹	%
207 895	60 000	-147 895	-71	161 053	125 263	-35 790	-22

⁽¹⁾sessile oak, ⁽²⁾European hornbeam, ⁽³⁾pcs.ha⁻¹, ⁽⁴⁾change

Priemerný počet jedincov prirodzenej obnovy hraba na TVP4 v roku 2008 bol 161 053 n.ha⁻¹. V roku 2010 bol počet jedincov prirodzenej obnovy hraba 125 263 n.ha⁻¹. V priebehu dvoch rokov ide v priemere o pokles jedincov prirodzenej obnovy hraba o 35 790 jedincov čo predstavuje pokles 22 % z počiatočného počtu v roku 2008. Naopak pri drevine dub je vysoká intenzita autoredukcie jedincov prirodzenej obnovy. Priemerný počet jedincov prirodzenej obnovy duba na TVP4 v roku 2008 bol 207 895 n.ha⁻¹. V roku 2010 bol počet jedincov prirodzenej obnovy duba iba 60 000 n.ha⁻¹. V priebehu dvoch rokov ide v priemere o pokles o 147 895 jedincov čo predstavuje až 71 % z počiatočného počtu v roku 2008. Vysokú autoredukciu jedincov duba vysvetľuje malá schopnosť jedincov duba konkurovať v boji o rastový priestor s hrabom. Aj keď je dub slnná drevina a má dostatok svetla pre odrastanie náletu a nárastu, keďže stupeň clonenia materského porastu je na TVP 4 27 %, nedokáže výškovým rastom konkurovať živelnému rastu hrabovému náletu a nárastu. Postupne ho hrab prerastá a dub sa dostáva do spodnej vrstvy kde dokáže ešte určitý čas prežívať, ale bez následnej pomoci hynie.

3.2 Výškový rast náletu a nárastu

Pre posúdenie výškového rastu oboch drevín sme analyzovali ich výškové presuny do vyšších výškových kategórií za obdobie 2 rokov. Treba pripomenúť, že táto rastová fáza následného porastu sa vyznačuje veľkou rastovou dynamikou a autoredukciou. Informačná hodnota o týchto procesoch je v tabuľkách 3 až 5. Rozbor tabuľky 3, ktorá predstavuje plochu s vyšším stupňom clonenia nám poskytuje nasledovné informácie. Najvyššia redukcia duba je hlavne vo výškových kategóriách do 20 cm (88 %). V prípade hraba sa najvyššia redukcia potvrdila vo výškových kategóriách 21–50 cm.

Tabuľka 3 Zmena výškovej štruktúry prirodzenej obnovy podľa drevín na TVP 3 v roku 2008 a 2010.

Table 3 Height structure of natural regeneration according to tree species on PRP 3 in year 2008 and 2010.

Výšková Kategória ⁽³⁾ (cm)	Dub ⁽¹⁾						Hrab ⁽²⁾					
	2008		2010		Zmena ⁽⁴⁾		2008		2010		Zmena ⁽⁴⁾	
	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%
0–20	122 632	14	14 211	3	–108 421	–88	3 158	13	2 632	7	–526	–17
21–50	471 579	55	164 737	37	–306 842	–65	7 895	33	3 684	10	–4 211	–53
51–80	176 842	21	121 579	27	–55 263	–31	9 474	39	6 316	18	–3 158	–33
81–130	82 105	10	88 947	20	6 842	8	2 632	11	8 947	25	6 315	240
nad 131	6 842	1	57 895	13	51 053	746	1 053	4	1 784	39	731	69
SPOU ⁽⁵⁾	860 000	100	447 369	100	–412 631	–48	24 211	100	23 363	100	–848	–3

⁽¹⁾sessile oak, ⁽²⁾European hornbeam, ⁽³⁾height category, ⁽⁴⁾change ⁽⁵⁾total

Pri výrazne nižšom stupni clonenia je presun jedincov do vyšších výškových kategórií a proces autoredukcie mierne zmenený (tab. 4). Pri hodnotení duba zimného je proces autoredukcie pomerne vysoký 64 %. Najvyššia autoredukcia bola aj v tomto prípade zistená vo výškových kategóriách do 50 cm. Vo vyšších výškových kategóriách sa proces autoredukcie spomalil, čo sa prejavilo v náraste ich počtu. Pri drevine hrab je autoredukcia najvyššia až do výškovej kategórie 80 cm. V ďalších výškových kategóriách je presun významne väčší ako v prípade dreviny dub zimný. Na tejto TVP, kde je podiel hraba vyšší a drevina sa nachádza na malých plochách 1–2 m² sa prejavuje vyššou rastovou agresivitou.

Tabuľka 4 Zmena výškovej štruktúry prirodzenej obnovy podľa drevín na TVP4 v roku 2008 a 2010.

Table 4 Height structure of natural regeneration according to tree species on PRP 4 in year 2008 and 2010.

Výšková Kategória ⁽⁴⁾ (cm)	Dub ⁽¹⁾						Hrab ⁽²⁾					
	2008		2010		Zmena ⁽³⁾		2008		2010		Zmena ⁽³⁾	
	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%	n.ha ⁻¹	%
0–20	38 947	23	4 211	7	–34 736	–89	16 842	11	1 053	1	–15 789	–94
21–50	113 684	67	13 158	22	–100 526	–88	71 579	45	8 421	7	–63 158	–88
51–80	4 000	2	17 895	29	13 895	347	54 737	35	17 895	15	–36 842	–67
81–130	12 106	7	15 263	25	3 157	26	12 632	8	41 579	36	28 947	229
nad 131	1 579	1	10 526	17	8 947	567	1 579	1	47 895	41	46 316	2 933
SPOLU ⁽⁴⁾	207 800	100	61 053	100	–109 263	–64	157 369	100	11 6843	100	–40 526	–26

⁽¹⁾sessile oak, ⁽²⁾European hornbeam, ⁽³⁾height category, ⁽⁴⁾change, ⁽⁵⁾total

Uvedenú skutočnosť potvrdzuje analýza priemerných ročných prírastkov za rok 2010. Z analýzy tejto veličiny vyplýva vyššia intenzita výškového rastu hraba. Pri vzniku prirodzenej obnovy duba a hraba v rovnakom čase nie je prirodzená obnova duba schopná konkurovať vo výškovom raste prirodzenej obnove hraba. Jedince hraba už v krátkom čase prerastajú obnovu duba a zatieňujú ho, čo spôsobuje, že v dôsledku nedostatku svetla sa výrazne spomaľuje až zastavuje výškový rast. V dôsledku pomalšieho rastu nie je dub schopný presadiť sa v kompetícii o rastový priestor.

Stupeň clonenia sa v rámci štatistického testovania nepotvrdil ako štatisticky významný faktor vo vplyve na výškový rast oboch drevín.

Tabuľka 5 Priemerný výškový prírastok drevín dub a hrab podľa výškových kategórií.

Table 5 Average high increment of sessile oak and European hornbeam according to height categories.

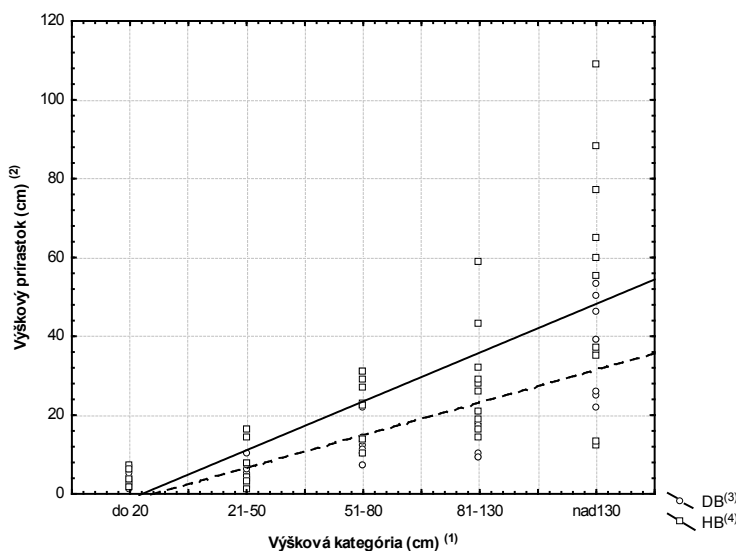
TVP ⁽²⁾	Drevina ⁽³⁾	Výšková kategória (cm) ⁽¹⁾				
		0–20	21–50	51–80	81–130	nad 130
		x ± sx (cm)	x ± sx (cm)	x ± sx (cm)	x ± sx (cm)	x ± sx (cm)
TVP3	Dub ⁽⁴⁾	3.3 ± 1.9	5.0 ± 2.2	11.6 ± 4.3	15.2 ± 4.3	37.1 ± 12.8
	Hrab ⁽⁵⁾	3.8 ± 2.1	7.5 ± 6.6	22.3 ± 8.5*	28.7 ± 14.4*	47.4 ± 31.5
TVP4	Dub ⁽⁴⁾	3.5 ± 0.7	7.3 ± 3.4	10.4 ± 5.9	20.3 ± 5.2	25.2 ± 11.1
	Hrab ⁽⁵⁾	5.7 ± 3.1	11.0 ± 5.3	23.0 ± 10.1*	43.6 ± 10.0*	68.0 ± 22.4*

⁽¹⁾height category, ⁽²⁾PRP, ⁽³⁾tree species, ⁽⁴⁾sessile oak, ⁽⁵⁾European hornbeam

Pozn. použitý symbol * označuje štatisticky významné rozdiely vo výškovom prírastku drevín v danej kategórii na hladine menšej ako 5 % (hodnota p<0,05).

Note: used symbol * indicates significant differences in height increments of trees in category on the level of significance: p<0,05.

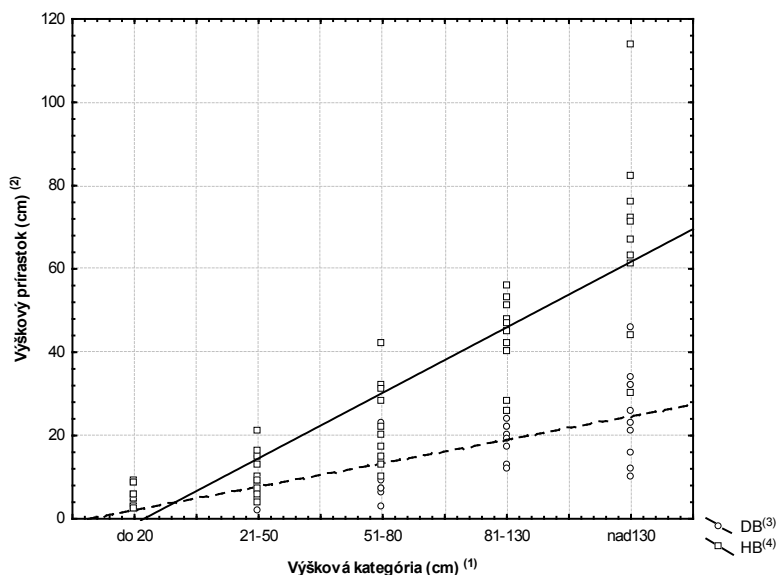
Z analýzy výškového prírastku drevín dub a hrab vyplýva vyššia intenzita výškového rastu hraba. Mann-Whitneyov U-test potvrdil štatisticky významné rozdiely vo výškových prírastkoch drevín na TVP 3 v rámci kategórie 51 až 80 cm, kde hladina významnosti dosiahla hodnotu $p = 0,002$ a v kategórii 81 až 130, kde hladina významnosti dosiahla hodnotu $p = 0,005$. Na TVP 4 sa štatisticky významné rozdiely potvrdili v kategórii 51 až 80 cm, kde hladina významnosti dosiahla hodnotu $p = 0,003$, v kategórii 81 až 130 cm, kde $p = 0,000$ a v kategórii nad 130 cm kde $p = 0,000$.



(¹)height category, (²)height increment, (³)sessile oak, (⁴)European hornbeam

Obr. 2 Závislosť medzi výškovým prírastkom a výškovou kategóriou TVP 3.
Fig. 2 Dependence between height increment and height category on PRP 3.

Pre posúdenie rastových procesov oboch drevín hlavne z pohľadu tendencie ich výškového vývoja sme overili závislosť medzi výškovou kategóriou (x) a výškovým prírastkom (y). Na TVP 3, ktorá má vyšší stupeň clonenia sa v prípade dreveny duba zimného potvrdila vysoká tesnosť závislosti s korelačným koeficientom $r = 0,81$ s koeficientom determinácie $r^2 = 0,66$ (obr. 2). Pri drevine hraba je tesnosť korelácie o niečo nižšia ($r = 0,73$). Koeficienty determinácie potvrdili, že v prípade duba zimného až 66 % z celkovej závislosti je určovanej výškovou kategóriou a 33 % nami neuvažovanými faktormi. V prípade hraba je to len 54 %. Závislosť ukazuje, že boj o rastový priestor od výškovkej kategórie nad 50 cm je doménou hraba.



⁽¹⁾height category, ⁽²⁾height increment, ⁽³⁾sessile oak, ⁽⁴⁾European hornbeam

Obr. 3 Závislosť medzi výškovým prírastkom a výškovou kategóriou TVP 4.

Fig. 3 Dependence between height increment and height category on PRP 4.

Na TVP, ktorá má veľmi nízky stupeň clonenia je situácia ešte nepriaznivejšia pre dub zimný. Indexy korelácie pri oboch drevinách sú približne rovnaké (dub zimný $r = 0,78$, hrab $r = 0,87$). Koefficient determinácie je pri hrabe o 13 % vyšší (obr. 3). Vyššia tesnosť korelácie potvrdzuje, že väčšie osvetlenie je vhodnejšie pre drevinu hrab. Korelované závislosti oboch drevín potvrdili, že dub zimný už v druhej výškovej kategórii tzn. 20–50 cm rastovo zaostáva za dynamikou výškového rastu hraba. V ďalších výškových kategóriách sa tento rozdiel ešte významnejšie zväčšuje.

4 DISKUSIA ZÁVER

Poznatky o počiatočných fázach prirodzenej obnovy dubovo-hrbových porastov sú z hľadiska primeraného zachovania duba zimného ako základnej porastotvornej a ekonomicky vysoko cenenej dreviny veľmi dôležité. Okrem zachovania pôvodných populácií tejto dreviny, veľmi dôležitú úlohu zohrávajú ekonomické náklady na štrukturalizáciu takto vzniknutých porastov (SANIGA 2010). V týchto drevinových skladbách informácie o počiatočných fázach prirodzenej obnovy chýbajú. Po zhodnotení počtosti jedincov prirodzenej obnovy na začiatku a konci sledovaného obdobia v rámci vybraných pokusných plôch môžeme konštatovať, že na oboch plochách prebieha intenzívny proces autoredukcie, ktorý pripisujeme intenzívnej vnútrodruhej konkurencii. Vysokú autoredukciu v počiatočných fázach prirodzenej obnovy potvrdzuje aj SANIGA (2005) pri

výskume dubového pralesa Kašivárová. Pri posúdení kompetičných vzťahov medzi drevinami dub a hrab, môžeme konštatovať že prirodzená obnova duba nie je schopná sa presadiť pri výraznejšom zastúpení prirodzenej obnovy hraba. Hlavne pri veľmi priaznivých svetelných podmienkach, pri nízkom stupni clonenia pod 30 % je kompetičný tlak tejto dreviny veľmi silný. Intenzívne slabší rast duba v počiatočných fázach prirodzenej obnovy potvrdzuje aj DAKOV (1953). Hrab je charakteristický jednak intenzívnym výškovým rastom, ale aj miernejším poklesom jedincov oproti drevine dub. Na vysoký pokles počtu jedincov duba zimného v počiatočných rastových fázach prirodzenej obnovy poukazujú REIF, GÄRTNER (2007). Uvedenú skutočnosť v prípade cloných rubov, ktoré sa pri obnove tejto dreviny používajú zdôvodňujú hlavne jeho menšou toleranciou na svetlo.

Zhodnotenie kompetičných vzťahov a výškového rastu potvrdzuje že pre zabezpečenie obnovy duba je potrebné dosiahnuť obnovu duba v dostatočnej hustote a v predstihu aby stihol dostatočne výškovo odrásť aspoň do rastovej fázy nárastu a získať náskok pred konkurenčne silnejšími drevinami napr. hrab, ktorému pri vzniku obnovy v rovnakom čase a pri vyššom zastúpení nie je schopný konkurovať.

Podakovanie

Táto práca vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- BRUNNER, A., 1994: Ökologische Lichtmessung im Wald. Forstarchiv 65, 133–138.
- DAKOV, M. P. 1953: Dub, jeho biologické vlastnosti a spôsoby zdokonaleného pěstění. SZN Praha, 110 s.
- INDRA, P., 2001: Dub - dřevina roku 2001. Lesu zdar: měsíčník pracovníků Lesů České republiky a příznivců lesa. č. 2, s. 3–4.
- JONES, E. W., 1959: Biological flora of the British isles – *Quercus* L. The Journal of ecology 47, 169–222.
- KORPEL, Š., 1989: Pralesy Slovenska. Bratislava, Veda, SAV, 332 s.
- LÜPKE, B. 1987: Einflüsse der Altholzüberschirmung und Bodenvegetation auf das Wachstum junger Buchen und Traubeneichen. Forstarchiv 58, 18–24.
- MOSANDL, R., 1991: Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln – dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns 46, 246 S.
- PULPÁN, L., 2001: Dub dřevina budoucnosti. Lesu zdar: měsíčník pracovníků Lesů České republiky a příznivců lesa. č. 11, s. 10–11.
- REIF, A., GÄRTNER, S. 2007: Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökologie-Online*. 2007, roč. 5, s. 79. ISSN 16147103.
- SANIGA, M., 2005: Štruktúra a regeneračné procesy dubového pralesa v NPR Kašivárová. Ochrana prírody 24: 21–33.
- SANIGA, M. 2010: Pestovanie lesa – vysokoškolská učebnica, TU Zvolen, 311 s.
- SMEJKAL, G. M., et al., 1995: Banater Urwälder. Mirton Verlag Temeswar 198 s.
- ŠTEFANČÍK, I., STRMEŇ, S., 2011: Vývoj dubového porastu (*Quercus petraea* (Mattusch.) Liebl.) postihnutého v minulosti hromadným hynutím. *Proceedings of Central European Silviculture – 12th International Conference*, 101–112.
- SCHÜTZ, J. PH., 1991: Lässt sich die Eiche in der Kleinlochstellung erziehen? Ein Beitrag zur Mischung von Lichtbaumarten. Jahrestag. Deutscher Verband forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde, 13.–15. Mai in Treis-Karden/Mosel: 73–86.

- VYSKOT, M., 1958: Pěstění dubu. Státní zemědělské nakladatelství v Praze. 284 s.
- WEINREICH, A., 2000: Qualitätsentwicklung junger Eichen in Bestandeslücken. Dissertation, Waldbau-Institut, Universität Freiburg, 235 s.
-

Adresa autorov:

prof. Ing. Milan Saniga, DrSc.

Ing. Ján Jad'ud'

Katedra pestovania lesa

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolen

e-mail: saniga@tuzvo.sk

jadud@tuzvo.sk

Autoredukcia a výškový rast duba zimného a hraba v počiatočných fázach prirodzenej obnovy.

Abstrakt

Práca pojednáva o zmene zastúpenia a výškovom raste duba zimného a hraba v dubovo-hrabovom poraste (slt.Carpineto-Quercetum) za obdobie dvoch rokov v rastovej fáze nárastu, kedy je rastová dynamika a autoredukcia najvyššia. Počiatočný počet jedincov prirodzenej obnovy bol veľmi vysoký a pohyboval sa v rozpätí od 470 000 ks.ha⁻¹ do 890 000 ks.ha⁻¹. Výskum potvrdil významne vyššiu autoredukciu duba zimného (48 % – 71 %) pri rôznych svetelných podmienkach ako hraba obyčajného. Napriek semennej úrode oboch drevín v rovnakom roku je výškový rast hraba obyčajného pri jeho jednotlivom a maloplošnom zmiešaní v dubovom náraste rýchlejší. Koreláciou medzi výškovou kategóriou a výškovým prírastkom sledovaných drevín bolo potvrdené, že výškový rast duba je významne nižší ako výškový rast hraba. Táto skutočnosť sa potvrdila od výškovej kategórie 20-50cm. Rozdiel vo výškových prírastkoch duba a hraba obyčajného bol v nasledujúcich výškových kategóriách ešte väčší.

Kľúčové slová: dub zimný, hrab obyčajný, prirodzená obnova, výškový rast

POROVNANIE RASTU A KLIMATICKEJ SENZITIVITY PRIRODZENEJ OBNOVY SMREKA OBYČAJNÉHO (*PICEA ABIES* [L.] KARST.) A JEDLE BIELEJ (*ABIES ALBA* MILL.) VO VÝBERKOVOM LESE V NÍZKYCH TATRÁCH

Jaroslav VENCURIK – Stanislav KUCBEL – Peter JALOVIAK –
– Zora SNOPKOVÁ

Vencurik J., Kucbel S., Jaloviar P., Snopková Z.: Comparison of growth and climate sensitivity of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in a selection forest in the Nízke Tatry Mts. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 19–28, 2013.

In a mixed selection forest (compartment 631, Forest management unit Korytnica), we analysed the structure and the height growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration. The individuals of natural regeneration with the diameter $d_{1.3} \leq 8$ cm were registered on the series of 28 square sample plots with the size 100 m². On the older saplings ($h > 1.3$ m, $d_{1.3} \leq 8$ cm), the following biometric characteristics were measured: height (h), crown width (b), length of living crown (l), diameter at breast height ($d_{1.3}$), height increments of the last 10 years (i_h). Moreover, another characteristics of tree crowns were calculated: relative crown length ($l\%$), crown width ratio ($l:b$), mean height increment during the last three years (i_h) and relative growth ratio ($i_h\%$). We also assessed the diameter structure of investigated stand (all living trees with $d_{1.3} > 8$ cm). Via the method of modified standard index chronology, the influence of temperature and precipitation on the height growth of Norway spruce and Silver fir was analysed. At the investigated plots, the natural regeneration density varied from 7,378 ha⁻¹ to 32,800 ha⁻¹, with the overall mean 14.679 ± 6.378 ha⁻¹. On average, older saplings accounted for only 16% of the total number of natural regeneration. In comparison to Norway spruce, silver fir reached significantly higher ($p < 0.05$ or $p < 0.01$, respectively) values of height increments (i_h , $i_h\%$). Height growth of Norway spruce was influenced by the mean temperature and precipitation rates by a larger extent than that of silver fir.

Key words: selection forest, natural regeneration, height increment, Norway spruce, Silver fir

1 ÚVOD A PROBLEMATIKA

Použitie výberkového hospodárskeho spôsobu ako nástroja pri obhospodarovaní rôznovekých, diferencovaných porastov, predovšetkým v smrekovo-bukových a jedľovo-smrekových lesných spoločenstvách (zriedkavo tiež v listnatých lesoch), má v strednej Európe pomerne dlhú tradíciu (SMITH *et al.* 1997, SCHÜTZ 2001a, b). Kontinuálnu

funkčnosť výberkového lesa zabezpečuje spontánna, nepretržitá prirodzená obnova pod clonou porastu, ktorá sa vyskytuje jednotlivo alebo na malých plochách (SCHÜTZ 1989, KORPEL, SANIGA 1993). Jej štruktúra a dynamiku ovplyvňuje rôznou mierou viacerých faktorov – klíma, podmienky stanovišťa, štruktúra porastu, škodcovia atď. (DOBROWOLSKA 1998, DUC 2002, PALUCH 2005, ČAVLOVIČ *et al.* 2006). Vzhľadom na nízku intenzitu slnečného žiarenia v porastovom vnútri sa v podmienkach výberkového lesa môžu prirodzene obnovovať len dreviny tolerantné k zatieneniu, predovšetkým smrek, jedľa a buk (SCHÜTZ 2001a). Pri relatívnej hodnote difúzneho žiarenia cca. 6 % dochádza k postupnému odumieraniu jedincov prirodzenej obnovy smreka, pri jedli je táto hranica posunutá nižšie (DIACI, FIRM 2011).

V rôznovekých, zmiešaných lesoch je rast prirodzenej obnovy smreka a jedle ovplyvnený predovšetkým svetelnými podmienkami vo vnútri porastu (ROBAKOWSKI *et al.* 2004, GRASSI *et al.* 2004, FILIPIAK *et al.* 2005, STANCIOIU, O'HARA 2006, SZYMURA 2005, DIACI, FIRM 2011). Výškový rast prirodzenej obnovy vo výberkových lesoch je v dôsledku clonenia zväčša silne redukovaný, čo v kombinácii s intenzívnejším rastom laterálnych výhonkov môže mať za následok vytváranie plochých, tzv. dáždnikových korún stromov (SCHÜTZ 1989, KORPEL, SANIGA 1993).

Rastové procesy prirodzenej obnovy vo výberkových lesoch ovplyvňujú okrem svetla tiež klimatické faktory – teplota, zrážky atď. (KERN 1966, MITSCHERLICH 1981, SCHÜTZ 1989, 2001a). Heterogénna výberková štruktúra zamedzuje výskytu náhlych zmien mikroklimy vo vnútri porastu. V porovnaní s lesom vekových tried má výberkový les v prízemnom horizonte vyrovnanjší teplotný priebeh, oceánickú mikroklimu, zvýšenú vzdušnú vlhkosť, nižšiu mieru transpirácie a menšie previevanie porastu. Významnou ekofyziologickou výhodou výberkového lesa vo vzťahu k prirodzenej obnove je tiež veľká variabilita mikroklimatických podmienok v porastovom vnútri (KERN 1966).

Cieľom príspevku bola analýza štruktúry a výškového rastu prirodzenej obnovy smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) a jedle bielej (*Abies alba* Mill.), v zmiešanom výberkovom lese v Nízkych Tatrách. V nadväznosti na cieľ práce sme sa zamerali predovšetkým na: (1) kvantifikáciu hodnôt základných porastových veličín a rozbor štruktúry prirodzenej obnovy v skúmanom výberkovom lese; (2) porovnanie výškového rastu a morfológických charakteristík korún prirodzenej obnovy smreka a jedle; (3) analýzu vplyvu klimatických charakteristík (teplota, zrážky) na výškový rast prirodzenej obnovy.

2 MATERIÁL A METODIKA

Výskumným objektom v tejto práci bol dielec 631 (výmera 3,98 ha) nachádzajúci sa v LC Korytnica (orografický celok Nízke Tatry). Nadmorská výška dielca je 950 až 980 m. n. m. Geologické podložie tvoria fylity, na ktorých sa vytvára kambizem. Priemerná ročná teplota 7,3 °C, ročný úhrn zrážok cca. 900 mm. Prevláda skupina lesných typov *Fagetum abietino-piceosum* (ZLATNÍK 1976). Lesné spoločenstvá sú tvorené prevažne smrekom (*P. abies*) a jedľou (*A. alba*). Z ostatných drevín sa jednotlivo vyskytujú smrekovec opadavý (*Larix decidua* Mill.), buk lesný (*Fagus sylvatica* L.), javor horský (*Acer*

pseudoplatanus L.) a jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.). Porastová štruktúra skúmaného výberkového lesa je zväčša výrazne diferencovaná, s nepravidelným výskytom hlúčikov prirodzenej obnovy (hlavne smreka a jedle). Uvedený porast bol v posledných cca. 40 rokoch nepretržite usmerňovaný výberkovým rubom a intenzívne skúmaný Katedrou pestovania lesa TU vo Zvolene (SANIGA, SZANYI 1998, SANIGA, VENCURIK 2007).

V dieľci 631 boli v roku 2003 zmerané hrúbky všetkých živých stromov s $d_{1,3} > 8$ cm. Údaje pre zistenie štruktúry prirodzenej obnovy (jedince s hrúbkou $d_{1,3} \leq 8,0$ cm) boli získané v tom istom roku na sérii štvorcových výskumných plôch s výmerou 100 m² (10 × 10 m). Počet plôch bol zvolený proporcionálne k výmere dieľca (schematicky), približne 7 plôch/1 ha. Celkovo bolo založených 28 plôch. Na každej výskumnej ploche sa evidovali jedince prirodzenej obnovy, podľa jednotlivých druhov drevín, v nasledovných kategóriách: semenáčky s výškou $\leq 0,2$ m; $0,2 \text{ m} <$ mladší dorast $\leq 1,3$ m; starší dorast = $h > 1,3$ m, hrúbka $d_{1,3} \leq 8,0$ cm. Na jedincoch odrastenejšej prirodzenej obnovy (starší dorast) sa následne merali tieto biometrické charakteristiky: výška jedinca (h), šírka koruny (b), dĺžka živej časti koruny, od vrcholu po poslednú živú vetvu (l), hrúbka kmienka vo výške 1,3 m ($d_{1,3}$), dĺžky terminálnych výhonov desiatich najvyšších praslenov (i_h). Na meranie výšky jedincov (h) a dĺžky terminálnych výhonov (i_h) sa použila výškomerná teleskopická lata mEssfix-S® s dĺžkou 8 m. Následne sa vypočítali tieto odvodené charakteristiky: relatívna dĺžka koruny ($l\% = \text{dĺžka živej časti koruny} / \text{výška jedinca} \times 100$), korunový index ($l:b = \text{dĺžka živej časti koruny} / \text{šírka koruny}$), priemerná hodnota dĺžky terminálneho výhona troch najvyšších praslenov – priemerný prírastok ($i_h = \text{priemer výškových prírastkov za posledné 3 roky}$) a relatívny prírastok ($i_h\% = \text{priemerný prírastok} / \text{výška jedinca} \times 100$) (SZYMURA 2005). Poškodené jedince boli vyškrtnuté z ďalších analýz.

Pre modelovanie empirických údajov rozdelenia hrúbok stromov s $d_{1,3} > 8$ cm bola použitá negatívna exponenciálna funkcia. Zásoby boli vypočítané podľa tabuliek taríf pre výberkové porasty (HALAJ 1963). Významnosť rozdielov medzi odvodenými biometrickými charakteristikami (i_h , $i_h\%$, $l\%$, $l:b$) smreka a jedle bola overovaná Studentovým t-tesom. Na zabezpečenie normality dát ($i_h\%$, $l\%$, $l:b$) bola použitá arcsinusová transformácia (ZAR 1999).

Pre zistenie vplyvu vybraných klimatických charakteristík (teplota, zrážky) na výškový rast smreka a jedle bola použitá modifikovaná metóda štandardizovanej indexovej chronológie (PRETZSCH 2002). Priebeh ročných výškových prírastkov (i_h) za obdobie rokov 1994 až 2003 bol pri každom skúmanom jedincovi prirodzenej obnovy vyrovnaný lineárnou funkciou (vyrovnané hodnoty E_t), čím sa odstránil vplyv veku a pestovných zásahov na jeho výškový rast. Pre jednotlivé roky boli následne vypočítané hodnoty štandardizovaných indexov ($I_t = i_{h(t)} / E_t$), ktoré boli korelované s klimatickými charakteristikami. Klimatické údaje (priemerné mesačné teploty a zrážkové úhrny) za obdobie rokov 1993 až 2003 boli získané na základe meraní klimatologickej stanice Liptovská Osada (48°56'S, 19°15'V, 616 m. n. m). Všetky štatistické vyhodnotenia boli uskutočnené pomocou softwaru Statistica 6.0.

3 VÝSLEDKY A DISKUSIA

V skúmanom výberkovom lese bola zistená početnosť živých stromov s hrúbkou $d_{1,3} > 8$ cm 705 ks.ha⁻¹, kruhová základňa 45,1 m².ha⁻¹ a zásoba 464,1 m³.ha⁻¹ (Tab. 1). Hodnota rozptylu použitej negatívnej exponenciálnej krivky poukazovala na pomerne vyváženú výberkovú štruktúru porastu ($R^2 = 0,863$), ktorá sa približovala k navrhnutému modelu výberkového lesa (optimálna zásoba 413,2 m³.ha⁻¹, cieľová hrúbka $d_{1,3} = 74$ cm, $A = 159$, $q = 1,29$; SANIGA, VENCURIK 2007). S ohľadom na vyváženosť štruktúry bola čiastočne predimenzovaná horná vrstva porastu. Dominantnou drevinou v dielci 631 bol smrek so zastúpením 71 % zo zásoby porastu a 68 % z počtu stromov. Zastúpenie jedle (26 % zo zásoby, resp. 25 % z počtu stromov) a ostatných listnatých drevín (3 % zo zásoby, resp. 8 % z počtu stromov) tu bolo relatívne nízke.

Tab. 1 Základné porastové charakteristiky živých stromov ($d_{1,3} > 8$ cm) v dielci 631
Tab. 1 Basic stand characteristics of the living trees (dbh > 8 cm) in compartment 631

Počet stromov (ks.ha ⁻¹) ¹⁾				Kruhová základňa (m ² .ha ⁻¹) ²⁾				Zásoba (m ³ .ha ⁻¹) ³⁾			
Smrek ⁴⁾	Jedľa ⁵⁾	Iné ⁶⁾	Spolu ⁷⁾	Smrek	Jedľa	Iné	Spolu	Smrek	Jedľa	Iné	Spolu
477	174	54	705	32,3	11,0	1,8	45,1	328,5	120,2	15,4	464,1

¹⁾stem density, ²⁾basal area, ³⁾growing stock, ⁴⁾Norway spruce, ⁵⁾Silver fir, ⁶⁾others, ⁷⁾total

^{a)} smrekovec opadavý, buk lesný, javor horský, jarabina vtáčia

^{a)} European larch, European beech, Sycamore maple, Rowan

Priemerná hustota prirodzenej obnovy (t.j. početnosť všetkých jedincov od semenáčikov po starší dorast s hrúbkou $d_{1,3} \leq 8$ cm) varírovala na výskumných plochách v dielci 631 od 7 378 ks.ha⁻¹ do 32 800 ks.ha⁻¹, so všeobecným priemerom 14 679±6 378 ks.ha⁻¹ (Tab. 2). Odrastenejšia prirodzená obnova ($h > 1,3$ m, $d_{1,3} \leq 8,0$ cm) tvorila v priemere len 16 % z celkovej obnovy. Prirodzená obnova v skúmanom dielci bola tvorená prevažne jedľou (zastúpenie 61 % z celkovej obnovy, resp. 66 % zo staršieho dorastu), smrekom (36 %, resp. 30 %) a inými, prevažne listnatými drevinami v rôznom pomere (4 %). Počty jedincov prirodzenej obnovy v dielci 631 prevyšovali minimálne počty zistené DUCOM (1991) vo výberkových lesoch švajčiarskeho Emmentalu. V smrekovo-jedľových výberkových lesoch na Slovensku dosahujú počty jedincov prirodzenej obnovy vo väčšine prípadov viac ako 10 000 ks.ha⁻¹ (KORPEL, SANIGA 1993, SANIGA, SZANYI 1998), čo sa zhoduje aj s našimi výsledkami. Rast prirodzenej obnovy vo výberkovom lese úzko súvisí so zásobou (hustotou) stromov strednej a hornej vrstvy (SCHÜTZ 1989, ČAVLOVIČ *et al.* 2006). Aj napriek vyššej porastovej zásobe (464 m³.ha⁻¹), vzhľadom k nastavenému modelu, sú podmienky v nami skúmanom výberkovom lese pomerne priaznivé pre vznik a prežívanie jedincov prirodzenej obnovy.

Tab. 2 Početnosť prirodzenej obnovy v dielci 631 (ks.ha⁻¹)Tab. 2 Density of natural regeneration in compartment 631(N.ha⁻¹)

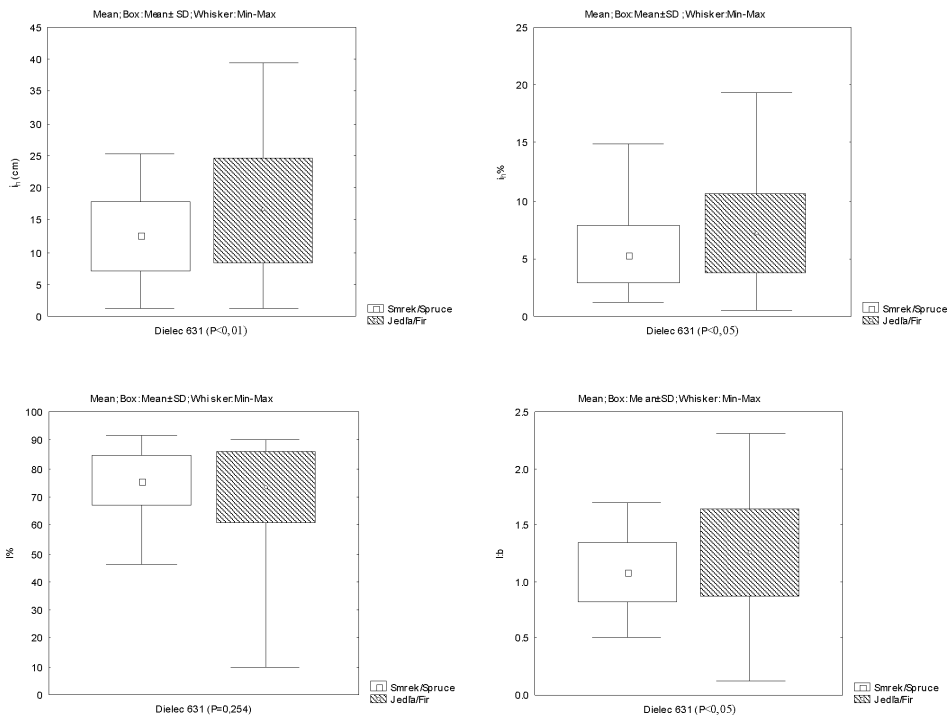
	Smrek ¹⁾	Jedľa ²⁾	Iné ³⁾	Celkom ⁴⁾
Semenáčky (h≤0,2 m) ⁵⁾				
Hustota (priemer±s _x) ⁶⁾	2770±1525	5339±1290	60±56	8169±3530
Zastúpenie (%) ⁷⁾	33,9	65,4	0,7	100,0
Mladší dorast (0,2<h≤1,3 m) ⁸⁾				
Hustota (priemer±s _x)	1757±1525	2094±1090	374±292	4225±1758
Zastúpenie (%)	41,6	49,6	8,8	100,0
Starší dorast (h>1,3 m, d _{1,3} ≤8,0 cm) ⁹⁾				
Hustota (priemer±s _x)	686±1513	1504±1602	95±141	2285±2113
Zastúpenie (%)	30,0	65,8	4,2	100,0
Spolu ⁴⁾				
Hustota (priemer±s _x)	5213±4813	8937±3225	529±611	14679±6378
Zastúpenie (%)	35,5	60,9	3,6	100,0

¹⁾Norway spruce, ²⁾Silver fir, ³⁾others, ⁴⁾total, ⁵⁾seedlings, ⁶⁾density, ⁷⁾proportion, ⁸⁾younger saplings, ⁹⁾older saplings

^{a)} buk lesný, javor horský, jarabina vtáčia

^{a)} European beech, Sycamore maple, Rowan

V dielci 631 bolo zmeraných a následne analyzovaných 61 smrekov a 135 jedlí v kategórii staršieho dorastu ($h > 1,3$ m, hrúbka $d_{1,3} \leq 8,0$ cm). Priemerné hodnoty výškového prírastku (i_h) sa pri smreku pohybovali od 1,2 cm do 25,3 cm (v priemere $12,6 \pm 4,9$ cm) a pri jedli od 1,3 cm do 39,3 cm (v priemere $16,3 \pm 6,2$ cm, obr. 1). V relatívnom vyjadrení ($i_h\%$) predstavoval výškový prírastok pri smreku z celkovej výšky stromu v priemere len $5,3 \pm 2,7\%$ a pri jedli $6,8 \pm 3,1\%$. Jedľa, v porovnaní so smrekom, dosahovala štatisticky významne väčšie hodnoty i_h ($p < 0,01$) a $i_h\%$ ($p < 0,05$). Výškový rast prirodzenej obnovy smreka a jedle skúmali autori DUC (1991, 2002), KLOPCIC, BONCINA (2010), DIACI, FIRM (2011) vo výberkových lesoch Švajčiarska, Chorvátska a Slovinska, a SZYMURA (2005), STANCIOIU, O'HARA (2006) v zmiešaných, rôznovekých lesoch západného Poľska a rumunských Karpát. Na základe ich zistení je možné konštatovať, že priemerné hodnoty relatívnych výškových prírastkov prirodzenej obnovy smreka a jedle v zmiešaných porastoch s diferencovanou štruktúrou sa pohybujú obvykle v intervale 5–11 %. Jedľa vykazovala oproti smreku vo väčšine prípadov väčšie výškové prírastky (DIACI, FIRM 2011, STANCIOIU, O'HARA 2006), čo korešponduje aj s našimi výsledkami. Štatisticky nevýznamný rozdiel ($p = 0,254$) v relatívnej dĺžke korún (l %) medzi smrekom a jedľou v dielci 631 poukazuje pri zohľadnení výškového rastu týchto drevín tiež na väčšiu efektivitu asimilačného aparátu (koruny) jedle. Priaznivejšiu pozitívnu bilanciu uhlíka pri jedli, v porovnaní so smrekom, v podmienkach zatienenia konštatujú vo svojej práci aj GRASSI, BAGNARESI (2001). Pomer dĺžky živej časti koruny k šírke koruny (l : b) bol pri jedli štatisticky významne väčší ($p < 0,05$). Jedľa, v porovnaní so smrekom, vytvára relatívne užšiu korunu.



i_h – priemerný výškový prírastok za posledné 3 roky, i_h % – relatívny výškový prírastok, l % – relatívna dĺžka koruny, l:b – korunový index

i_h – mean height increment during the last three years, i_h % – relative growth ratio, l % – relative crown length, l:b – crown width ratio

Obr. 1 Rozdelenie odvodených morfológických charakteristík (i_h , i_h %, l %, l:b) jedincov staršieho dorastu ($h > 1,3$ m, hrúbka $d_{1,3} \leq 8,0$ cm) smreka a jedle

Fig. 1 Distributions of derived morphological characteristics (i_h , i_h %, l %, l:b) for older saplings (height > 1.3 m, dbh ≤ 8 cm) of Norway spruce and Silver fir

Korelačná a regresná analýza potvrdila prevažne strednú závislosť štandardizovaných indexov od priemernej teploty a zrážkových úhrnov vo vybraných obdobiach (tab. 3). Priemerná teplota a zrážkové úhrny ovplyvňovali vo väčšej miere výškový rast smreka, čo potvrdzujú aj maximálne hodnoty korelačných koeficientov ($R_{\max}$). Teplota ovplyvňovala hodnoty štandardizovaných indexov smreka a jedle najväčšou mierou v auguste až októbri predchádzajúceho roka ($R_{\max} = 0,69$, resp. $0,43$). Vplyv zrážkových úhrnov na výškový rast smreka sa prejavoval najviac v júni až septembri predchádzajúceho roka ($R_{\max} = 0,65$), pri jedli v máji až júni príslušného roka ($R_{\max} = 0,41$). Závislosti pri smreku boli štatisticky významné ($p < 0,05$). Pri ihličnatých drevinách je výškový prírastok dvojročný proces, pri ktorom dochádza k formovaniu terminálneho púčika v prvom a predlžovaniu výhonkov

v druhom roku. Teplota v lete predchádzajúceho roka (predovšetkým júl až september) tak môže ovplyvňovať veľkosť výškového prírastku. V týchto mesiacoch sa vytvárajú najmä rezervné látky, potrebné na výškový rast výhonkov v nasledujúcom roku (ASSMANN 1968, KOZLOWSKI, PALLARDY 1997). Výsledky doterajších výskumov (MITSCHERLICH 1981, SAKSA *et al.* 2005, LEVANIČ *et al.* 2009, MELLERT *et al.* 2008), ktoré sa uskutočnili prevažne na smrekoch v rôznych rastových fázach, však nie sú v otázke významnosti vplyvu klímy (teplota, zrážky) na výškový prírastok stromov jednoznačné. Na priebeh výškového rastu pôsobí okrem klímy aj množstvo iných faktorov, ktoré komplikujú interpretáciu získaných výsledkov. Naše výsledky naznačujú, že porast s relatívne vyváženou výberkovou štruktúrou vytvára dlhodobu vhodnú ekologickú podmienku pre vyhovujúcu dynamiku výškového rastu prirodzenej obnovy. Nižšia miera závislosti výškových prírastkov od klimatických elementov v našom pokuse, najmä pri jedli, vytvára predpoklad, že diferencovaná výberková štruktúra zmierňuje dopady fluktuácie teploty a zrážok na výškový rast (prežívanie) jedincov prirodzenej obnovy vo vnútri porastu. K podobným zisteniam dospeli aj iní autori (KERN 1966, SCHÜTZ 2001a). Vyrovnávanie mikroklimatických podmienok spôsobuje, že reakcia (pozitívna i negatívna) výškového rastu obnovy na chod celkových klimatických charakteristík nie je výrazná do tej miery, ako v lese vekových tried. Po sebe nasledujúce ročné výškové prírastky na jedincoch prirodzenej obnovy sú tak pomerne vyrovnané, pričom ich variabilita vyjadrená variačným koeficientom nepresahuje pri smreku v priemere 47 % a pri jedli 38 %. Takýto vývoj prirodzenej obnovy tak prispieva k celkovej stabilite lesov s výberkovou, diferencovanou štruktúrou.

Tab. 3 Korelačné koeficienty lineárnej závislosti štandardizovaných indexov (I_t) od priemernej teploty a zrážkových úhrnov za vybrané obdobia (mesiace) rokov 1993 až 2003

Tab. 3 Correlation coefficients between standardized indices (I_t) and mean temperature or mean precipitation for selected periods (months) in the time span 1993–2003

Mesiace ¹⁾	Teplota ²⁾		Zrážky ³⁾	
	Smrek ⁴⁾	Jedľa ⁵⁾	Smrek	Jedľa
VIp–VIIIp	–0,166	0,323	–0,629	0,265
VIIp–IXp	–0,374	0,335	–0,647^a	–0,077
VIIIp–IXp	–0,502	0,220	–0,429	–0,194
VIIIp–Xp	–0,691^a	0,428 ^a	–0,422	0,071
IV–VI	0,049	–0,282	0,222	0,050 ^b
V–VI	0,347	–0,136	0,026 ^b	–0,405 ^a
V–VII	0,041 ^b	–0,124	–0,108	–0,403
VI–VII	0,142	–0,058 ^b	0,156	–0,271

¹⁾months, ²⁾temperature, ³⁾precipitation, ⁴⁾Norway spruce, ⁵⁾Silver fir

p – predchádzajúci rok, ^amaximálna hodnota korelačného koeficienta ($R_{\max}$) pre drevinu, ^bminimálna hodnota korelačného koeficienta ($R_{\min}$) pre drevinu, štatisticky významné hodnoty ($p < 0,05$) sú označené tučným písmom

p – prior year, ^amaximum value of correlation coefficient ($R_{\max}$) for tree species, ^bminimum value of correlation coefficient ($R_{\min}$) for tree species, statistically significant values ($p < 0.05$) in bold

4 ZÁVER

Analýzou prirodzenej obnovy v zmiešanom výberkovom lese (dielec 631, LC Korytnica) v Nízkych Tatrách sme dospeli k zisteniu, že obhospodarovanie (usmerňovanie štruktúry) skúmaného výberkového lesa v intenciách navrhnutého modelu (optimálna zásoba $413,2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, cieľová hrúbka $d_{1,3} = 74 \text{ cm}$, $A = 159$, $q = 1,29$; SANIGA, VENCURIK 2007) zabezpečuje rovnomerný a plynulý priebeh regeneračných procesov základných druhov drevín (smrek, jedľa). Celkový počet jedincov prirodzenej obnovy ($14\,679 \pm 6\,378 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) v dieleci 631 prevyšuje minimálne počty zistené DUCOM (1991) vo výberkových lesoch švajčiarskeho Emmentalu.

Jedince odrastenejšej prirodzenej obnovy jedle ($h > 1,3 \text{ m}$, hrúbka $d_{1,3} \leq 8,0 \text{ cm}$), v porovnaní so smrekom, dosahovali štatisticky významne väčšie ($p < 0,05$) absolútne hodnoty výškových prírastkov (i_h). V relatívnom vyjadrení ($i_h\%$) predstavoval výškový prírastok pri jedli z celkovej výšky stromu v priemere $6,8 \pm 3,1\%$ a pri smreku len $5,3 \pm 2,7\%$. Morfologické parametre korún (l%, l:b) poukazujú tiež na efektívnejšie využívanie asimilačného aparátu a na lepšiu adaptáciu jedle na podmienky zatienenia.

Priemerná teplota a zrážkové úhrny ovplyvňovali vo väčšej miere (štatisticky významne) výškový rast smreka. Teplota ovplyvňovala rast smreka a jedle najviac v auguste až októbri predchádzajúceho roka; vplyv zrážkových úhrnov na výškový rast smreka sa prejavoval najviac v júni až septembri predchádzajúceho roka, pri jedli v máji až júni príslušného roka. Predpokladáme, že vyvážená diferencovaná výberková štruktúra, v porovnaní s homogénnou štruktúrou rovnovekých lesov, vo väčšej miere zmierňuje dopady klimatických výkyvov na výškový rast (prežívanie) jedincov prirodzenej obnovy vo vnútri porastu, čím zlepšuje dynamickú funkčnosť, stabilitu a biodiverzitu celého ekosystému výberkového lesa.

PodĎakovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- ASSMANN, E. 1968: Náuka o výnose lesa. Príroda, Bratislava, 488 s.
- ČAVLOVIĆ, J., BOŽIĆ, M., BONCINA, A. 2006: Stand structure of an uneven-aged fir-beech forest with an irregular diameter structure: modeling the development of the Belevine forest, Croatia. *European Journal of Forest Research*, 125: 326–333.
- DIACI, J., FIRM, D. 2011: Long-term dynamics of a mixed conifer stand in slovenia managed with a farmer selection system. *Forest Ecology and Management*, 262: 931–939.
- DOBROWOLSKA, D. 1998. Structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in the 'Jata' Reserve in Poland. *Forest Ecology and Management*, 110: 237–247.
- DUC, P. 1991: Untersuchungen zur Dynamik des Nachwuchses in Emmentaler Plenterflächen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 142 (4): 299–319.

- DUC, P. 2002: Zustand, Entwicklung und Pflege des Nachwuchses in Plenterwäldern des Val-de-Travers (Neunburg Jura). Diss. ETH Zürich, 224 s.
- FILIPIAK, M., ISZKULO, G., KORYBO, J. 2005: Relation between photosynthetic photon flux density (PPFD) and growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) seedlings in a forest stand dominated by spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in the Sudety Mts (SW Poland). *Polish Journal of Ecology*, 53: 177–184.
- GRASSI, G., BAGNARESI, U. 2001: Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree physiology*, 21: 959–967.
- GRASSI, G., MINOTTA, G., TONON, G., BAGNARESI, U. 2004: Dynamics of Norway spruce and silver fir natural regeneration in a mixed stand under uneven-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 141–149.
- HALAJ, J. 1963: Tabuľky na určovanie hmoty a prírastku porastov. Bratislava, SVPL, 328 s.
- KERN, K.G. 1966: Wachstum und Umweltfaktoren in Schlag- und Plenterwäldern. BLV Beyerischer Landwirtschaftsverlag, München Basel Wien, 232 s.
- KLOPCIC, M., BONCINA, A. 2010: Patterns of tree growth in a single tree selection silver fir-European beech forest. *European Journal of Forest Research*, 15: 21–30.
- KORPEE, Š., SANIGA, M. 1993: Výberný hospodársky spôsob. Matica lesnícka Písek, 127 s.
- KOZŁOWSKI, T.T., PALLARDY, S.G. 1997: Growth control in woody plants. San Diego, Academic Press: 641.
- LEVANIČ, T., GRČAR, J., GAGEN, M., JALKANEN, R., LOADER, N.J., MCCARROLL, D., OVEN, P., ROBERTSON, I. 2009: The climate sensitivity of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in the southeastern European Alps. *Trees*, 23: 169–180.
- MELLERT, K.H., PRIETZEL, J., STRAUSSBERGER, R., REHFUESS, K.E., KAHLE, H.P., PEREZ, P., SPIECKER, H. 2008: Relationships between long-term trends of air temperature, precipitation, nitrogen nutrition and growth of coniferous stands in Central Europe and Finland. *European Journal of Forest Research*, 127: 507–524.
- MITSCHERLICH, G. 1981: Wald, Wachstum und Umwelt. 2. Band: Waldklima und Wasserhaushalt. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 402 s.
- PALUCH, J. 2005: Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian uneven-aged silver fir forests. *European Journal of Forest Research*, 124: 47–54.
- PRETZSCH, H. 2002: Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell Verlag GmbH Berlin, Wien, 414 s.
- ROBAKOWSKI, P., WYKA, T., SAMARDAKIEWICZ, S., KIERZKOWSKI, D. 2004: Growth, photosynthesis, and needle structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) seedlings under different canopies. *Forest Ecology and Management*, 201: 211–227.
- SAKSA, T., HEISKANEN, J., MIINA, J., TUOMOLA, J., KOLSTRÖM, T. 2005: Multilevel modelling of height growth in young Norway Spruce plantations in southern Finland. *Silva Fennica*, 39: 143–153.
- SANIGA, M., SZANYI, O. 1998: Modely výberkových lesov vo vybraných lesných typoch a geografických celkoch Slovenska. Vedecké štúdie 4/1998A, TS TU Zvolen, 50 s.
- SANIGA, M., VENCURIK, J. 2007: Dynamika štruktúry a regeneračné procesy lesov v rôznej fáze prebudovy na výberkový les v LHC Korytnica, VŠ 1/2007/A, Vydavateľstvo TU vo Zvolene, 83 s.
- SCHÜTZ, J.P. 1989: Der Plenterbetrieb. ETH Zürich, 54 s.
- SCHÜTZ, J.P. 2001a: Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Parey Buchverlag, Berlin, 220 s.
- SCHÜTZ, J.P. 2001b: Opportunities and strategies of transforming regular forests to irregular forests. *Forest Ecology and Management*, 151: 87–94.
- SMITH D.M., LARSON B.C., KELTY M.J., ASHTON P.M.S. 1997: The practice of silviculture: Applied Forest Ecology. New York, Wiley, 537 s.
- STANCIOIU, P.T., O'HARA, K.L. 2006: Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *European Journal of Forest Research*, 125: 151–162.
- SZYMURA, T.H. 2005: Silver fir saplings bank in seminatural stand: Individuals architecture and vitality. *Forest Ecology and Management*, 212: 101–108.
- ZAR, J.H. 1999: Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, 663 s.
- ZLATNÍK, A. 1976: Lesnícká fytoecologie. SZN, Praha, 495 s.

Adresa autorov:

Ing. Jaroslav Vencurik, PhD.

Ing. Stanislav Kucbel, PhD.

doc. Ing. Peter Jaloviar, PhD.

Katedra pestovania lesa

Lesnícka fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolen

e-mail: vencurik@tuzvo.sk

kucbel@tuzvo.sk

jaloviar@tuzvo.sk

Mgr. Zora Snopková, PhD.

Slovenský hydrometeorologický ústav

Zelená 5

974 01 Banská Bystrica

e-mail: zora.snopkova@shmu.sk

Porovnanie rastu a klimatickej senzitivity prirodzenej obnovy smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) a jedle bielej (*Abies alba* Mill.) vo výberkovom lese v Nízkych Tatrách.

Abstrakt

V zmiešanom výberkovom lese (dielec 631, LC Korytnica) v Nízkych Tatrách sme analyzovali štruktúru a výškový rast prirodzenej obnovy smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) a jedle bielej (*Abies alba* Mill.). Na sérii 28 štvorcových plôch s veľkosťou 100 m² sa v roku 2003 evidovali jedince prirodzenej obnovy s hrúbkou $d_{1,3} \leq 8,0$ cm. Na jedincoch odrastenejšej prirodzenej obnovy ($h > 1,3$ m, $d_{1,3} \leq 8$ cm) boli merané tieto biometrické charakteristiky: výška jedinca (h), šírka koruny (b), dĺžka živej časti koruny (l), hrúbka ($d_{1,3}$), výškové prírastky za posledných 10 rokov (i_h). Dodatočne sa vypočítali odvodené charakteristiky: relatívna dĺžka koruny (l %), korunový index ($l:b$), priemerný výškový prírastok za posledné 3 roky (i_h) a relatívny prírastok (i_h %). Hodnotili sme tiež hrúbkovú štruktúru skúmaného porastu (všetky živé stromy s hrúbkou $d_{1,3} > 8$ cm). Vplyv teploty a zrážok na výškový rast smreka a jedle bol analyzovaný pomocou modifikovanej metódy štandardizovanej indexovej chronológie. Priemerná hustota prirodzenej obnovy variovala na výskumných plochách od 7378 ks. ha⁻¹ do 32 800 ks. ha⁻¹, so všeobecným priemerom 14 679±6 378 ks. ha⁻¹. Odrastenejšia prirodzená obnova tvorila v priemere len 16 % z celkovej obnovy. Jedľa, v porovnaní so smrekom, dosahovala štatisticky významne väčšie ($p < 0,05$, resp. $p < 0,01$) hodnoty výškových prírastkov (i_h , resp. i_h %). Priemerná teplota a zrážkové úhrny ovplyvňovali vo väčšej miere, štatisticky významne ($p < 0,05$), výškový rast smreka.

Kľúčové slová: výberkový les, prirodzená obnova, výškový prírastok, smrek, jedľa

MOŽNOSTI VYUŽITIA METÓD ŤAŽBOVEJ ÚPRAVY LESA V RÔZNYCH JEDNOTKÁCH PRIESTOROVÉHO ROZDELENIA LESA

Anton Ž Í H L A V N Í K – Ján B A H Ý Ľ – Milan M I S T R Í K –
– Jozef D Ó C Z Y

Žihlavník, A., Bahýľ, J., Mistrík, M., Dóczy, J.: Utilization of forest cutting regulation methods in different forest spatial distribution units. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 29–43, 2013.

This work solve problems of forest cutting regulation using by methods of mathematical model at chosen working-plan area, forest user units and forest management units. From obtain number of working-plan area, forest user units and forest management units have been generated more groups on the base of determinate criteria. The second group was chosen for solution of problems of cutting regulation of forests. Age structure of the units is characteristics by different age class representation. Evaluation unevenness age structure of units was performed with using of index of variation and indexes of loss of variability. From analyze of indexes in individual units result, that the gradual regulation of age structure is possible reach of equal age structure. In watched working-plan area was value of indexes of variation of original age structures between 72.51% and 81.57% and reduced to 30.56%. In forest user units was value of coefficients of variation in original age structure between 63.79% and 86.91% and reduced to 30.27%. Similar course of index of variation we can observe in others chosen units, too. Proposed method has shown possibility of phased achievement equal age structure in the forest spatial distribution units.

Key words: cutting regulation of forest, age structure, cutting index

1 PROBLEMATIKA A CIEĽ PRÁCE

V priestorovej úprave lesa dochádza za posledné desaťročie k výrazným zmenám jednotiek priestorového rozdelenia lesa (JPRL), ako aj základných jednotiek pre ťažbovú úpravu lesa a to vplyvom obnovených vlastníckych a užívateľských vzťahov k lesu.

Aj súčasná legislatíva rieši túto problematiku tak, že do priestorovej úpravy lesa zavádza nové JPRL, ktoré sú zároveň základnými jednotkami pre ťažbovú úpravu lesa.

V minulosti najvyššou hospodársko-úpravníckou jednotkou bol lesný hospodársky celok vytvorený bez ohľadu na druh správy a užívanie lesov, ale so zreteľom na produkčné a hospodárske podmienky. Lesné hospodárske celky (LHC) boli základné jednotky pre vypracovanie lesných hospodárskych plánov (LHP), v súčasnosti označované ako programy starostlivosti o lesy (PSL). Pri obnove vtedajších LHP sa dodržiavala zásada nemenosti hraníc LHC. V súčasnosti podľa lesného zákona 326/2005 Z. z. v znení neskorších

predpisov (360/2007 z. z.) definujeme LHC ako jednotky, ktoré sa využívajú na účely sledovania stavu a vývoja lesov, súvislého lesníckeho mapovania a hospodárskej úpravy lesov. Už z pôvodnej ako aj zo súčasnej charakteristiky vyplýva, že LHC je jednotkou, ktorá spĺňa hospodársko-úpravnícke kritériá a dá sa využiť pre prognózovanie vývoja lesa.

LHC sa rozdeľovali na hospodárske skupiny z hľadiska prírodných a hospodárskych pomerov. Hospodársku skupinu tvoril súbor porastov rovnakého hospodárskeho určenia, rovnakého hospodárskeho tvaru a hospodárskeho spôsobu a rovnakej rubnej doby. Táto JPRL bola v ďalšom období nahradená hospodárskym súborom, ktorý bol definovaný ako časť lesa s jednotnými prírodnými podmienkami, porastovými pomermi a rovnakým funkčným zameraním. Bol základnou jednotkou pre rámcové plánovanie so zameraním na uplatnenie diferencovaných spôsobov hospodárenia, na vyjadrenie skladby a stavu lesa a pre ťažbovú úpravu lesa. Z uvedeného vyplýva, že rozdelenie lesa na jednotky priestorového rozdelenia lesa v minulosti vychádzalo z prírodných a hospodárskych podmienok.

Na základe obnovených vlastníckych a užívateľských vzťahov k lesu vzniká v priestorovej úprave lesa nová jednotka a to lesný užívateľský celok (LUC), ktorý môžeme definovať ako súbor lesných pozemkov vymedzený podľa užívateľov, resp. vlastníkov týchto pozemkov. Bol základnou jednotkou pre vypracovanie LHP a v súčasnosti ešte platí.

Lesný zákon č. 326/2005 Z. z. (360/2007) v znení neskorších predpisov a vyhláška č. 453/2006 Z. z. o hospodárskej úprave lesa a ochrane lesa zavádza nové jednotky do priestorovej úpravy lesa a to okrem lesných oblastí aj lesné a vlastnícke celky.

Lesný celok (LC) je územne ucelená časť lesa, pre ktorú sa vyhotovuje program starostlivosti o lesy a jeho najmenšia výmera je spravidla 1 000 ha.

Vlastnícky celok tvoria lesy vo vlastníctve jedného vlastníka alebo lesy viacerých vlastníkov, ak v nich hospodári ten istý obhospodarovateľ lesa. Vlastnícky celok vlastníkov malých výmer môžu tvoriť lesy viacerých obhospodarovateľov lesa.

Čiže problematika jednotlivých oblastí hospodárskej úpravy lesov sa v súčasnosti rieši v odlišných základných jednotkách ako v minulosti, čo vyplýva z ich charakteristiky a spôsobu vzniku (ŽÍHLAVNÍK, A. 2010). Tu vzniká problém dodržania hospodársko-úpravníckych kritérií vo väzbe na vlastníctvo.

Ak chceme dlhodobo sledovať vplyv ťažbovej úpravy lesa na stav a vývoj lesa, je vhodné použiť pre výskumné účely jednotku, ktorá sa používa dlhšie obdobie ako jedno desaťročie. Preto sme použili k riešeniu tejto problematiky lesné hospodárske celky aj lesné užívateľské celky. Na základe vhodne stanovených kritérií a podmienok môžeme dosiahnuté výsledky aplikovať aj v lesných celkoch, ktorých v súčasnosti je pomerne málo a nie je ukončené hospodárenie v nich ani po jednom desaťročí.

Vzhľadom na nepravidelnosť zastúpenia vekových stupňov JPRL je potrebné počas prognózovania a regulácie vekovej štruktúry dodržiavať presnosť určenia výmer a jednoznačného stanovenia vlastníckych hraníc (ŽÍHLAVNÍK, Š. 2004a, 2004b).

Výtýčenie a presnosť hraníc jednotiek priestorového rozdelenia lesa veľmi úzko súvisí s racionalizáciou mapovacích prác. V súčasnosti sa už väčšina lesníckeho mapovania vykonáva fotogrametrickými metódami. Neznamená to však, že terestrické geodetické metódy budú úplne nahradené fotogrametrickým vyhodnotením leteckých meračských snímok (ŽÍHLAVNÍK, Š., TUNÁK 2010). Potrebné je preto pri novovytvorených jednotkách

dodržať pri vytyčovaní ich hraníc predpísanú presnosť, aby nedochádzalo počas riešenia problematiky ťažbovej úpravy lesa k zmene a úpravám ich výmer.

V priebehu vývoja hospodárskej úpravy lesov vznikol celý rad metód ťažbovej úpravy lesa (BAHÝE 2008; GREGUŠ 1976, 2008; HERICH 1994; POZNAŇSKI 2001a, 2001 b, 2004; ŽIHĽAVNÍK, A. 2004, 2005, 2008, 2009, 2010; ŽIHĽAVNÍK, BAHÝE 2009).

Používané metódy ťažbovej úpravy lesa je treba zamerať tak, aby boli splnené ciele prírode blízkeho obhospodarovania lesa (SANIGA, KUCBEL 2012) so súčasným rešpektovaním vlastníckych vzťahov.

Cieľom tejto práce je zhodnotenie a rozbor využitia jednej z metód ťažbovej úpravy lesa vo vybraných JPRL, v ktorých sa rieši ťažbová úprava lesa. Ide o lesné hospodárske celky, lesné užívateľské celky a lesné celky. Dosiahnutie cieľa práce pozostáva z riešenia nasledovných čiastkových cieľov:

- zhodnotenie problematiky ťažbovej úpravy lesa,
- stanovenie metodiky pre splnenie cieľa práce,
- výber JPRL pre riešenie ťažbovej úpravy lesa,
- charakteristika a zhodnotenie skutočných vekových štruktúr vo vybraných JPRL,
- návrh a preskúšanie metódy ťažbovej úpravy lesa založenej na regulácii plôch vekových stupňov s využitím ťažbových percent,
- posúdenie vplyvu navrhovanej metódy na vyrovnávanie vekových štruktúr LHC, LUC a LC,
- vyhodnotenie získaných údajov s možnosťou ich použitia v súčasných LC.

Práca je pokračovaním dlhodobého riešenia problematiky ťažbovej úpravy lesa v rôznych jednotkách priestorového rozdelenia lesa.

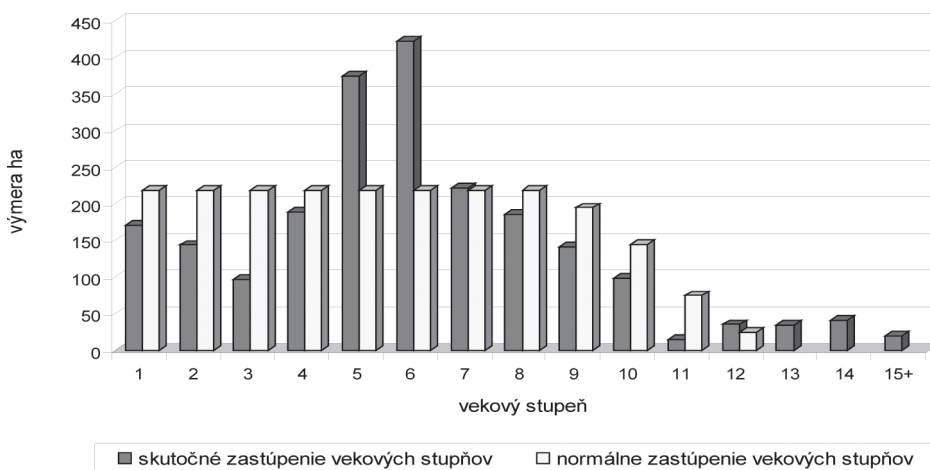
2 PODKLADOVÝ MATERIÁL

Pre riešenie problematiky sme použili údaje o výmerách a zásobách hospodárskych lesov z lesných hospodárskych plánov (LHP) a programov starostlivosti o lesy (PSL) z LHC, LUC a LC, ktoré boli obnovované na Slovensku v roku v rôznych obdobiach s rôznou platnosťou LHP a PSL. Zo spracovaného súboru sme vybrali 5 LHC, 5 LUC a 5 LC. Dôvodom pre takýto postup je predovšetkým možnosť preskúšania metód v rôznych JPRL.

Boli vybrané LHC, LUC a LC, ktoré majú značne rozdielny charakter priebehu zastúpenia vekových stupňov, aby bolo možné čo najobjektívnejšie zhodnotiť získané výsledky v rôznych vekových štruktúrach a tieto následne použiť v JPRL používaných v súčasnosti. Výber JPRL sa vykonal na základe určitých kritérií, zameraných na rovnomernosť zastúpenia vekových stupňov. Použili sa rôzne rubné doby a obnovné doby. Použili sa JPRL s rôznym zastúpením drevín. Vytvorilo sa viac skupín LHC s rozdielnym zastúpením vekových stupňov, z ktorých sme vybrali druhú skupinu s rubnou dobou 100 rokov a obnovnou dobou 30 rokov. Prevládajúcou drevinou bol buk. Prvá skupina bola spracovaná v práci (ŽIHĽAVNÍK, A., DÓCZY 2010). V ďalších skupinách sa rieši problematika ťažbovej úpravy lesa s určitou zmenou a úpravou metódy matematických modelov s cieľom zabezpečiť čo najvhodnejšiu reguláciu vekových štruktúr LHC s využitím dosiahnutých výsledkov v skúmaných skupinách. Pre veľký rozsah uvádzame dosiahnuté

výsledky v druhej skupine v sledovaných LHC, LUC a LC a ako príklad uvádzame vždy jednu JPRL zo sledovaného súboru.

Charakteristika a zhodnotenie vekovej štruktúry vybratých lesných hospodárskych celkov



Obr. 2.1 Porovnanie skutočného a normálneho zastúpenia vekových stupňov na začiatku prvého desaťročia na LHC 1

Pic. 2.1 Comparison of real and normal age class distribution at the beginning of first decade in FMU 1

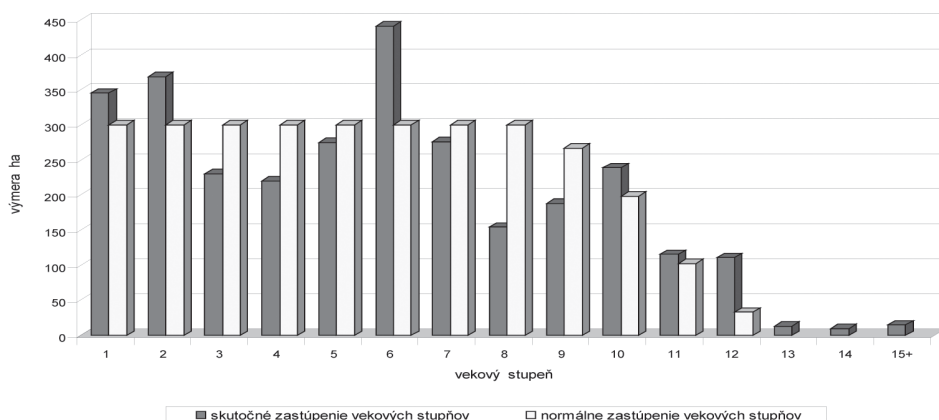
K zhodnoteniu zastúpenia vekových stupňov sa použilo vypočítané normálne zastúpenie vekových stupňov podľa plochových percent pre určenie normálnych vekových stupňov pre rubnú dobu 100 rokov a obnovnú dobu 30 rokov. Na obrázku 2.1 je znázornené porovnanie skutočnej a normálnej vekovej štruktúry vybratého LHC 1.

Veková štruktúra LHC 1 je nerovnomerná, s výrazným zastúpením 5. a 6. vekového stupňa. V porovnaní s modelovým zastúpením vekových stupňov sú v nadbytku i všetky vekové stupne s prestarnutými porastmi od 12. vekového stupňa vyššie. K normálnemu zastúpeniu sa najviac približuje 7. vekový stupeň, zostávajúce vekové stupne 1 až 4 a 8 až 11, majú nižšiu výmeru oproti normálnemu zastúpeniu vekových stupňov.

Charakteristika a zhodnotenie vekovej štruktúry vybratých lesných užívateľských celkov

Podobne ako pre LHC, urobil sa popis a zhodnotenie skutočného zastúpenia vekových stupňov pre každý LUC. Ako príklad je uvedený popis a zhodnotenie zastúpenia vekových stupňov pre jeden vybratý LUC. Na obrázku 2.2 je znázornené porovnanie sku-

točnej a normálnej vekovej štruktúry vybraného LUC 1. Sledované LUC boli vybrané podľa výmery tak, aby tieto zachytávali značnú variabilitu výmery, ktorou sa tieto JPRL vyznačovali.



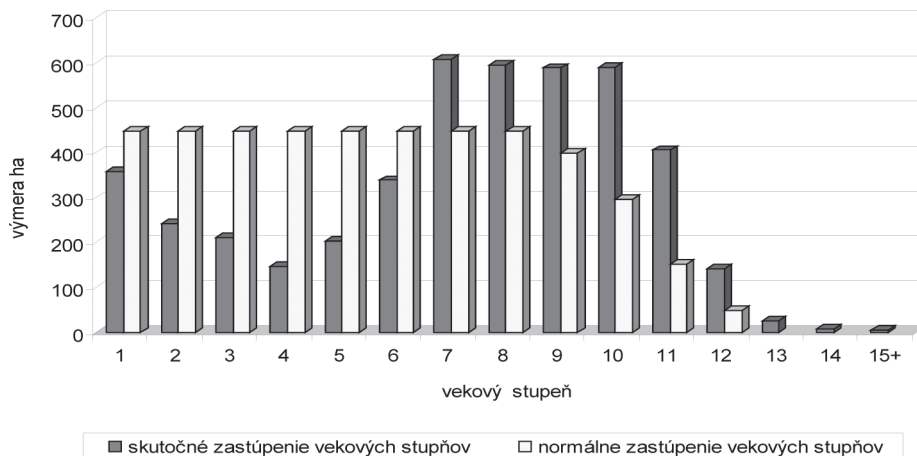
Obr. 2.2 Porovnanie skutočného a normálneho zastúpenia vekových stupňov na začiatku prvého desaťročia na LUC 1

Pic. 2.2 Comparison of real and normal age class distribution at the beginning of first decade in FUU 1

Veková štruktúra LUC 1 je nerovnomerná, oproti normálnemu zastúpeniu vekových stupňov sú v nadbytku 1., 2., 6. vekový stupeň a vekové stupne od 10. vekového stupňa a staršie. Podpriemerné zastúpenie majú zostávajúce vekové stupne 3 až 5 a 7 až 9.

Charakteristika a zhodnotenie vekovej štruktúry vybraných lesných celkov

Ako príklad je uvedený popis a zhodnotenie skutočného zastúpenia vekových stupňov pre vybraný LC, so stavom k 1. 1. 2009, vo vzťahu k normálnemu zastúpeniu vekových stupňov. Na obrázku 2.3 je znázornené porovnanie skutočnej a normálnej vekovej štruktúry vybraného LC 1.



Obr. 2.3 Porovnanie skutočného a normálneho zastúpenia vekových stupňov na začiatku prvého desaťročia na LC 1

Pic. 2.3 Comparison of real and normal age class distribution at the beginning of first decade in FU 1

Veková štruktúra LC 1 je nerovnomerná, oproti modelovému zastúpeniu vekových stupňov sú v nadbytku všetky vekové stupne od 7. vekového stupňa. V tomto LC je rovnomé zastúpenie vekových stupňov 7–10. Nedostatočné zastúpenie majú vekové stupne 1 až 6. Tento LC čiastočne spĺňa podmienky pre reguláciu vekovej štruktúry podobne ako sledované LHC a LUC. Ostatné LC, ktoré majú menšiu výmeru, majú veľmi extrémnu štruktúru.

Výpočet plochového ťažbového ukazovateľa sa vykonal v týchto JPRL určitou úpravou metódy matematických modelov (ŽÍHLAVNÍK, A. 2000, 2004, 2005; ŽÍHLAVNÍK, A., BAHÝL 2009; ŽÍHLAVNÍK, A. 2010).

3 METODICKÝ POSTUP PRÁČ

Návrh ťažbového ukazovateľa vychádzal z riešenia upraveného normálneho zastúpenia vekových stupňov pre rubnú dobu 100 a obnovnú dobu 30 rokov a vymedzenia základných zásad pre výpočet ťažbového ukazovateľa. Na základe odvodenia upraveného normálneho zastúpenia vekových stupňov boli ďalej stanovené podmienky pre výpočet ťažby v jednotlivých vekových stupňoch, pri dodržaní ktorých sa dosiahne vyrovnanosť zastúpenia vekových stupňov.

Určenie normálneho zastúpenia vekových stupňov pre RD 100 a OD 30

Pri rubnej dobe 100 rokov a obnovnej dobe 30 rokov do obnovy vstupujú štyri vekové stupne. To vyplýva z toho, že RD 100 sa nachádza na hranici medzi 9. ($M_{n-1,i}$)

a 10. ($M_{n,l}$) vekovým stupňom a od tejto hranice, 30-ročná obnovná doba zasahuje smerom nadol, rovnako ako aj smerom k vyšším vekovým stupňom. Z týchto dôvodov boli pre odvodenie normálnej vekovej štruktúry vzaté do úvahy posledné štyri vekové stupne v obnove a v týchto sa odvodila ich normálna výmera vo vzťahu ku výmere prvého vekového stupňa.

Podobne ako vo všetkých ostatných prípadoch, aj tu platí, že vyrovnanosť zastúpenia vekových stupňov sa dosiahne tým, že v posledných štyroch vekových stupňoch sa za jedno desaťročie vytiaži výmera, ktorá sa bude rovnať normálnej výmere prvého vekového stupňa a nasledujúcich vekových stupňov, až po prvý vekový stupeň, ktorý vstupuje do obnovy.

Výmeru jednotlivých vekových stupňov sme vypočítali z celkovej výmery JPRL podľa nasledujúcich vzťahov:

a) základný vzťah pre výpočet výmery prvého vekového stupňa

$$M_{n-9,i} = \Sigma (\check{T}_{n-2,i} + \check{T}_{n-1,i} + \check{T}_{n,i} + \check{T}_{n+1,i})$$

b) pre výmeru prvého vekového stupňa v obnove platí

$$M_{n-2,i} = M_{n-9,i}$$

c) pre výmeru druhého vekového stupňa v obnove platí vzťah

$$M_{n-1,i} = \frac{M_{n-9,i}}{6} = \frac{M_{n-2,i}}{6}$$

d) pre výmeru tretieho (predposledného) vekového stupňa v obnove platí

$$M_{n,i} = \frac{M_{n-9,i}}{2}$$

e) pre výmeru posledného vekového stupňa v obnove platí

$$M_{n+1,i} = \frac{M_{n-9,i}}{6}$$

f) pre celkovú plochu platí vzťah

$$P_{JPR} = M_{n-9,i} + M_{n-8,i} + M_{n-7,i} + \dots + M_{n-2,i} + M_{n-1,i} + M_{n,i} + M_{n+1,i}$$

kde: P_{JPR} – skutočná celková výmera JPRL,

$\check{T}_{n-1,i}$ až $\check{T}_{n+1,i}$ – výmera plochy obnovnej ťažby v prvom až poslednom vekovom stupni v obnove ($M_{n-2,i}$ až $M_{n+1,i}$),

$M_{n-9,i}$ – normálna výmera prvého vekového stupňa,

$M_{n-2,i}$ až $M_{n+1,i}$ – normálne výmery prvého až posledného vekového stupňa v obnove,

$M_{n-8,i}$ až $M_{n-3,i}$ – normálne výmery 2. až 7. vekového stupňa.

Základné preskúšanie a zhodnotenie navrhutej metódy sa vykonalo nasledovným postupom:

Navrhnutá metóda sa vyhodnotila na skutočnej vekovej štruktúre vybratého súboru LHC, LUC a LC. Výpočet sa urobil od 1. až do 12. desaťročia.

Vyjadrenie variability vekovej štruktúry sa hodnotilo variačným koeficientom ($s_x\%$). Variačný koeficient sa použil ako veličina vyjadrujúca priblíženie skutočného stavu vekovej štruktúry k normálnej vekovej štruktúre podľa navrhutej metódy. Pritom platí, že čím je hodnota variačného koeficienta nižšia, tým viac sa približuje skutočná veková štruktúra súboru porastov k normálnemu stavu. Ďalej sa hodnota variačného koeficientu pôvodného stavu vekovej štruktúry z 1. desaťročia ($s_x\%p$) porovnala s variačným koeficientom vekových štruktúr v ďalších desaťročiach a ich hodnoty sa vyhodnotili pomocou indexu poklesu variability (i) podľa vzorca:

$$i = \frac{s_x\%p}{s_x\%}$$

v ktorom: i – index poklesu variability,

$s_x\%p$ – variačný koeficient pôvodnej vekovej štruktúry v 1. desaťročí,

$s_x\%$ – variačný koeficient vekovej štruktúry v príslušnom desaťročí.

Vzhľadom k tomu, že sa jedná o riešenie, kde sa rubná doba stanovila na účely porovnania na 100 rokov a obnovná doba na 30 rokov, pričom reálna rubná a obnovná doba na vybratých LHC, LUC a LC nie je jednotná pre všetky prevádzkové súbory. Získané indexy poklesu variability nevyjadrujú vždy reálnu možnosť z hľadiska dosiahnutia pravidelnej štruktúry.

Možnosť praktického použitia navrhutej metódy sa vyhodnotila na LHC, LUC, LC podľa ich skutočnej vekovej štruktúry. Najskôr sa podľa navrhnutého ťažbového ukazovateľa vypočítali normálne výmery vekových stupňov. S ťažbou v jednotlivých vekových stupňoch sa počítalo iba v prípade, ak skutočná výmera príslušného vekového stupňa v obnove dosahovala, alebo prevyšovala jeho normálnu výmeru. V tomto prípade sa pre výpočet výmery plochy určenej do ťažby použilo príslušné percento výmery vekového stupňa určenej do ťažby pre daný vekový stupeň tak, aby celková výmera plochy, na ktorej sa vykoná obnovná ťažba, sa rovnala normálnej výmere prvého vekového stupňa. Tým sa sledoval účel, aby sa ťažbou v jednotlivých desaťročiach, aj pri nerovnomernom zastúpení vekových stupňov v obnove, regulovala celková výmera ťažieb tak, aby sa postupne prešlo na vekovú štruktúru, v ktorej sa dosiahne postupné vyrovnanie nepravidelného zastúpenia vekovej štruktúry. Vzhľadom na dĺžku produkčného cyklu v lese, úprava vekovej štruktúry sa modelovo odskúšala na obdobie celej rubnej doby. Výpočet bol urobený za normálnych podmienok, bez pôsobenia škodlivých činiteľov, resp. za podmienky, že následky pôsobenia škodlivých činiteľov budú v priebehu príslušného desaťročia zohľadnené tým, že sa výmera porastov navrhnutých do ťažby zníži o výmeru, na ktorej dôjde k spracovaniu následkov pôsobenia škodlivých činiteľov (t. j. vykonaniu náhodnej ťažby).

4 DOSIAHNUTÉ VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pre veľký rozsah uvádzame výsledky z každej skupiny len pre 1 LHC, 1 LUC a 1 LC.

V tabuľke 4.1 je uvedený vývoj vekovej štruktúry vypočítaný navrhnutou metódou na LHC 1 v jednotlivých desaťročiach.

Zo zhodnotenia variačných koeficientov vyplynulo, že ich hodnoty od prvého desaťročia smerom k ďalším desaťročiam klesajú. Výraznejšie klesala hodnota variačného koeficienta od 3. desaťročia. Táto skutočnosť vychádza z toho, že sa postupne začala plniť jedna zo základných podmienok overovaného postupu výpočtu, keď v prípade dostatočného zastúpenia vekových stupňov v obnove sa výmera plochy určenej do ťažby začala vyrovnávať na normálnu výmeru prvého vekového stupňa. Na konci sledovaného obdobia variačný koeficient pôvodnej vekovej štruktúry $s_x\% = 81,57\%$, so smerodajnou odchýlkou $s_x = 118,88\%$, sa v dvanástom desaťročí znížil na hodnotu $s_x\% = 30,56\%$, so smerodajnou odchýlkou $s_x = 60,73\%$. Hodnota indexov poklesu variability postupne stúpala od 3. až po 7. desaťročie, od ktorého klesala po 11. desaťročie, v ktorom znovu stúpala. Napriek tomu, že sa jedná o LHC s extrémnym zastúpením 5. a 6. vekového stupňa a prestarnutých vekových stupňov, z vykonaného rozboru indexov poklesu variability vyplýva, že postupnou reguláciou vekovej štruktúry je možné aj za takýchto podmienok dosiahnuť vyrovnanosť vekovej štruktúry.

Tabuľka 4.1 Veková štruktúra LHC 1

Table 4.1 Age structure in FMU 1

Vek. st. ¹	Desaťročie ²											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Výmera v ha ³											
1	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
2	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
3	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
4	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
5	374,84	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
6	421,91	374,84	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
7	221,14	421,91	374,84	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	230,18	230,18	230,18
8	185,02	221,14	421,91	374,84	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	230,18	222,47	230,18
9	141,65	185,02	221,14	354,52	374,84	188,58	97,14	143,57	170,14	230,18	191,05	191,05
10	98,36	127,46	69,44	114,63	252,13	374,84	188,58	97,14	143,57	75,50	114,63	114,63
11	14,16	26,11	38,97	52,14	38,97	60,92	205,58	163,98	30,94	38,97	46,68	38,97
12	35,10											
13	34,07											
14	40,60											
15+	19,81											
x	145,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74	198,74
s _x	118,88	109,41	112,75	95,87	84,01	79,34	42,92	45,04	60,25	67,16	58,57	60,73
s _x %	81,57	55,05	56,73	48,24	42,27	39,92	21,60	22,66	30,31	33,79	29,47	30,56
i		1,48	1,44	1,69	1,93	2,04	3,78	3,60	2,69	2,41	2,77	2,67

¹ age class, ² decade, ³ area in hectare

Dôvod, pre ktorý sa hodnota variačného koeficienta vypočítaného zo zastúpenia jednotlivých vekových stupňov udržiavala prvé tri desaťročia nad 55 %, je v tom, že výpočet vychádza z reálnych údajov zastúpenia vekových stupňov pre tento LHC, v ktorom hospodárenie vychádzalo aj z inej, než priemerne stanovenej rubnej a obnovnej doby, čím došlo k tomu, že v skutočnej vekovej štruktúre sa premietalo aj zastúpenie vekových stupňov starších, ako je vek, v ktorom by mala byť obnova už ukončená (115 rokov, t. j. je tu existencia prestarnutých vekových stupňov, nad 12. vekový stupeň). Pri plánovaní výšky ťažby navrhnutou metódou sa uvažovalo s doťažením prestarnutých vekových stupňov podľa možnosti už v prvom desaťročí, čo pri praktickom uplatnení musí byť podmienené jednak požiadavkami na čo najvyššie zhodnotenie drevín, jednak kalkuláciou využiteľnosti hmoty z prestarnutých porastov. Z tohto dôvodu sa už v druhom desaťročí podstatne upravila veková štruktúra a tým aj znížila hodnota variačného koeficientu vypočítaného zo zastúpenia jednotlivých vekových stupňov. Túto zmenu bolo možné sledovať na všetkých vyhodnocovaných JPRL.

V praxi výrazný prípad zastúpenia starších vekových stupňov by však nemal nastať z toho dôvodu, že obhospodarovanie lesov je vykonávané s ohľadom na konkrétnu rubnú a obnovnú dobu.

Tým istým postupom sme vypočítali údaje aj v ďalších LHC.

V tabuľke 4.2 je uvedená veková štruktúra LUC 1 po jednotlivých desaťročiach.

Na tomto LUC z vykonaného zhodnotenia variačných koeficientov vyplynulo, že ich hodnota po prvom desaťročí klesá, ďalej stúpa po 4. desaťročí a ďalej od 5. do 8. desaťročia. Hodnoty variačných koeficientov desaťročí v 10. až 12. sa udržiujú na takmer rovnakej úrovni, čo vyplýva z toho, že v 10. desaťročí sa navrhnutou metódou dosiahla na tomto LUC už navrhovaná normálna veková štruktúra, ktorá sa v ďalších desaťročiach iba udržiavala postupom regulácie ťažieb podľa navrhutej metódy. Na konci sledovaného obdobia priemerný variačný koeficient pôvodnej vekovej štruktúry $s_x\%p = 63,79\%$ so smerodajnou odchýlkou $s_x = 127,88\%$ sa v dvanástom desaťročí znížil na hodnotu $s_x\% = 30,27\%$, so smerodajnou odchýlkou $s_x = 82,76\%$.

Tabuľka 4.2 Veková štruktúra LUC 1

Table 4.2 Age structure FUU 1

Vek. st. ¹	Desaťročie ²											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Výmera v ha ³											
1	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	293,77	316,61	316,61	316,61
2	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	293,77	316,61	316,61
3	230,80	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	293,77	316,61
4	220,28	230,80	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	293,77
5	275,59	220,28	230,80	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61
6	441,31	275,59	220,28	230,80	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61
7	276,62	441,31	275,59	220,28	230,80	369,43	345,91	316,61	316,61	316,61	316,61	316,61
8	154,63	276,62	441,31	275,59	220,28	230,80	369,43	345,91	284,95	316,61	316,61	316,61
9	188,37	154,63	276,62	438,95	275,59	220,28	230,80	328,83	262,79	284,95	285,63	285,63

Tabuľka 4.2 Pokračovanie
Table 4.2 Continued

Vek. st. ¹	Desaťročie ²											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Výmera v ha ³											
10	239,34	188,37	154,63	157,67	244,91	203,88	107,55	55,07	157,67	158,35	157,67	157,67
11	115,92	187,43	59,18	18,51	53,61	53,61	53,61	60,88	108,11	53,61	53,61	53,61
12	111,13											
13	13,06											
14	9,70											
15+	14,89											
x	200,47	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36	273,36
s_x	127,88	84,16	100,48	108,92	82,96	86,13	96,91	101,91	69,14	82,66	82,76	82,76
$s_x\%$	63,79	30,79	36,76	39,84	30,35	31,51	35,45	37,28	25,29	30,24	30,27	30,27
i		2,07	1,74	1,60	2,10	2,02	1,80	1,71	2,52	2,11	2,11	2,11

¹ age class, ² decade, ³ area in hectare

Hodnota indexov poklesu variability (i) na LUC 1 od začiatku sledovaného obdobia postupne klesá až do štvrtého desaťročia, pričom už v 10. desaťročí index poklesu variability dosiahol oproti hodnote 2,07 v 2. desaťročí, hodnotu 2,11 ktorá zostala na tejto úrovni až do konca sledovaného obdobia.

Napriek tomu, že na tomto LUC 6. vekový stupeň dosahoval až o 1/3 vyššiu výmeru oproti normálnemu zastúpeniu vekových stupňov, z vykonaného rozboru indexov poklesu variability vyplýva, že postupnou reguláciou vekovej štruktúry bolo možné aj za takýchto podmienok dosiahnuť vyrovnanosť vekovej štruktúry. V tabuľke 4.3 je uvedená veková štruktúra LC 1 po jednotlivých desaťročiach.

Zo zhodnotenia variačných koeficientov ($s_x\%$) vyplynulo, že hodnota variačného koeficienta výrazne klesla už po 1. desaťročí, po doľahnutí prestarnutých vekových stupňov. Od 2. desaťročia klesali hodnoty variačných koeficientov po 6. a 8. desaťročie, od ktorého nasleduje ďalší výrazný pokles hodnôt. Na konci sledovaného obdobia variačný koeficient vekovej štruktúry $s_x\% = 71,30\%$ so smerodajnou odchýlkou $s_x = 212,38\%$ sa v dvanástom desaťročí znížil na hodnotu $s_x\% = 30,56\%$, so smerodajnou odchýlkou $s_x = 124,12\%$.

Tabuľka 4.3 Veková štruktúra LC 1
Table 4.3 Age structure FU 1

Vek. st. ¹	Desaťročie ²											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Výmera v ha ³											
1	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
2	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
3	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
4	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
5	202,81	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
6	338,50	202,81	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47

Tabuľka 4.3 Pokračovanie
Table 4.3 Continued

Vek. st. ¹	Desaťročie ²											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Výmera v ha ³											
7	607,61	338,50	202,81	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	470,47	470,47	470,47
8	593,49	607,61	338,50	202,81	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	470,47	454,71	470,47
9	587,57	593,49	607,61	338,50	202,81	148,06	212,10	243,21	358,60	470,47	390,49	390,49
10	587,91	587,57	593,49	607,61	338,50	202,81	148,06	212,10	243,21	154,31	234,29	234,29
11	405,18	587,91	587,57	593,49	607,61	338,50	202,81	148,06	102,63	79,66	95,41	79,66
12	140,98	117,83	235,28	352,38	475,41	607,61	338,50	202,81				
13	27,39					4,94	142,09	10,12				
14	8,06											
15+	6,69											
$\bar{x}$	297,88	372,35	372,35	372,35	372,35	343,70	343,70	343,70	406,20	406,20	406,20	406,20
s_x	212,38	181,24	161,08	146,14	137,60	164,21	130,93	154,30	118,33	137,26	119,72	124,12
$s_x\%$	71,30	48,68	43,26	39,25	36,96	47,78	38,09	44,89	29,13	33,79	29,47	30,56
i		1,46	1,65	1,82	1,93	1,49	1,87	1,59	2,45	2,11	2,42	2,33

¹ age class, ² decade, ³ area in hectare

Dôvod, pre ktorý sa po 1. desaťročí podstatne zmenila hodnota variačného koeficienta vypočítaného zo zastúpenia jednotlivých vekových stupňov, ako aj stúpanie hodnoty variačných koeficientov v 6. a 8. desaťročí na LC 1 je v tom, že výpočet vychádzal z reálnych údajov zastúpenia vekových stupňov pre tento LC a je podobný ako v prípade hodnotenia LHC 1. Hodnota indexov poklesu variability (i) vekových stupňov na LC 1 striedavo stúpala od prvého až po posledné desaťročie, so zvýšením v 5., 7., 9. a 11. desaťročí, pričom pokiaľ na začiatku sledovaného obdobia v 2. desaťročí dosahoval index poklesu variability hodnotu 1,46, na konci sledovaného obdobia v 12. desaťročí dosahuje hodnotu 2,33. Z vykonaného rozboru indexov poklesu variability vyplýva, že postupnou reguláciou vekovej štruktúry je možné na tomto LC dosiahnuť vyrovnanosť vekovej štruktúry. Takáto regulácia je však čiastočne problematická pri LC s menšími výmerami a s nevyrovnanou vekovou štruktúrou. Aj tu je však možnosť využitia tejto metódy s určitými úpravami.

5 ZÁVER

V práci bola riešená problematika uplatnenia metód ťažbovej úpravy lesa v rôznych JPRL na dosiahnutie optimálnej štruktúry vekových stupňov, na základe úpravy normálneho zastúpenia vekových stupňov v kategórii hospodárskych lesov, tvaru lesa vysokého. Následne bol riešený návrh plošného ťažbového ukazovateľa založeného na upravenom normálnom zastúpení vekových stupňov.

Pri riešení návrhu nového ťažbového ukazovateľa sa k normálnym hodnotám výmer vekových stupňov dospelo na základe stanovenia algoritmu pre výpočet výmer vekových stupňov v obnove takým spôsobom, aby celková výmera plôch, na ktorých sa vykoná ťažba, sa rovnala výmere upraveného normálneho zastúpenia prvého vekového stupňa

a starších vekových stupňov. Tým sa sledoval účel, aby sa ťažbou v jednotlivých desaťročiach, aj pri nerovnomernom zastúpení vekových stupňov prichádzajúcich do obnovy, regulovala celková výmera plochy, na ktorej sa bude vykonávať ťažba v príslušnom desaťročí tak, aby sa postupne prechádzalo na vekovú štruktúru, v ktorej sa dosiahne vyrovnanie nepravidelného zastúpenia vekovej štruktúry, s posunom k normálnemu zastúpeniu vekových stupňov. Vzhľadom na dlhodobosť produkčného cyklu v lese, úprava vekovej štruktúry sa modelovo odskúšala na obdobie celej rubnej doby.

Navrhnutý ťažbový ukazovateľ bol odskúšaný na skutočnej vekovej štruktúre v jednotkách priestorového rozdelenia lesa počas troch desaťročí, ktorými boli lesné hospodárske celky, lesné užívateľské celky a lesné celky, pre rubnú dobu 100 rokov a obnovnú dobu 30 rokov.

Výkonalo sa zhodnotenie nepravidelnosti vekových štruktúr týchto celkov použitím variačných koeficientov a indexov poklesu variability.

Na lesných hospodárskych celkoch sa hodnota variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry na začiatku sledovaného obdobia v 1. desaťročí pohybovala v rozpätí od 72,51 % do 81,57 %. Na konci sledovaného obdobia, v 12. desaťročí, sa hodnota variačných koeficientov na lesných hospodárskych celkoch vyrovnala na hodnotu 30,56 %. Hodnota indexu poklesu variability sa v 2. desaťročí pohybovala v rozpätí od 1,48–1,68, na konci sledovaného obdobia to boli hodnoty v rozpätí od 2,30 do 2,67.

Na lesných užívateľských celkoch bola hodnota variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry v rozpätí od 63,79 % do 86,91 %, pričom hodnoty variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry stúpali so znižovaním ich výmery a zvyšovaním nerovnomernosti vekovej štruktúry. Na konci sledovaného obdobia sa hodnota variačných koeficientov lesných užívateľských celkov vyrovnala na hodnotu 30,27. Hodnoty indexu poklesu variability v lesných užívateľských celkoch v 2. desaťročí boli v rozsahu 1,35–2,07 a na konci sledovaného obdobia dosahovali hodnoty v rozpätí 2,11–2,84.

Hodnoty variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry na lesných celkoch boli v rozpätí od 71,30 % do 77,74 %. Všetky lesné celky sa vyznačovali výrazne nerovnomerným zastúpením vekových stupňov, z čoho vyplývali vysoké hodnoty variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry v nich. Na konci sledovaného obdobia hodnota variačných koeficientov na lesných celkoch sa pohybovala v rozpätí od 29,50 do 30,56. Indexy poklesu variability na lesných celkoch v 2. desaťročí dosahovali hodnoty 1,34–1,74, na konci sledovaného obdobia sa pohybovali v rozpätí 2,32–2,64.

Na základe vykonaných vyhodnotení vybratých štatistických veličín na príklade vybratých lesných hospodárskych celkov, lesných užívateľských celkov, ako i lesných celkov možno konštatovať, že navrhnutou metódou sa preukázala možnosť postupného dosiahnutia vyrovnanej vekovej štruktúry v týchto jednotkách priestorového rozdelenia lesa, a to aj v prípade nerovnomerného zastúpenia vekových stupňov, ktoré sa môžu vyskytovať najmä pri lesných celkoch s nižšou výmerou.

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja“.

Literatúra

- BAHÝE, J., 2008: Ťažbová úprava vo väzbe na reguláciu vekovej štruktúry lesa. Dizertačná práca, TU Zvolen, 117 s.
- GREGUŠ, C., 1976: Hospodárska úprava maloplošného rúbaňového lesa. Bratislava, 304 s.
- GREGUŠ, C., 2008: Komplexná ťažbová úprava v dlhodobom rozvoji lesného hospodárstva na Slovensku. NLC Zvolen, 134 s.
- HERICH, I., 1994: Model regulácie obnovnej ťažby – uplatnenie princípu ťažbovej vyrovnanosti. Lesnícky časopis, 40, č. 5, s. 317–333.
- POZNAŇSKI, R., 2004a: Nowe metody regulacji w urządzaniu lasu. Katedra Urządzania Lasu Akademii Rolniczej, Kraków, 195 s.
- POZNAŇSKI, R., 2001a: A new method of regulation in uneven-aged forests. In: Medzinárodné sympózium „Súčasnosc' a nové smery rozvoja HÚL“, TU Zvolen, s. 25–29.
- POZNAŇSKI, R., 2001b: Metoda optymalnego porządku cięć w przerębwozrębowym sposobie zagospodarowania z rębnią częściową. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. CCCXXXI, Leśnictwo, 39: 203–208.
- SANIGA, M., KUCBEL, S., 2012: Prírode blízke pestovanie lesa. Skriptá. TU Zvolen, 70 s.
- ŽIHLAVNÍK, A., 2008: Riešenie praktickej ťažbovej úpravy lesa s použitím jemnejších spôsobov obhospodarovania podrastového lesa. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, L, č.2, s. 103–113.
- ŽIHLAVNÍK, A., BAHÝE, J., 2009: Možnosti využitia metód ťažbovej úpravy lesa. Vedecké štúdie 2/2009A, TU Zvolen, 58 s.
- ŽIHLAVNÍK, A., 2004: Regulácia vekovej štruktúry podrastového lesa počas rubnej doby. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, XLVI, s. 185–195.
- ŽIHLAVNÍK, A., 2008: Hospodárska úprava lesov. TU Zvolen, 389 s.
- ŽIHLAVNÍK, A., 2009: Možnosti regulácie ťažieb metódou matematických modelov v lesných užívateľských celkoch s nepravidelnými vekovými štruktúrami. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 51(3), s. 139–151.
- ŽIHLAVNÍK, Š., TUNÁK, D., 2010: Racionalizácia mapovacích prác využitím metódy polygónových ťahov. Vedecké štúdie 2010, TU Zvolen, 84 s.
- ŽIHLAVNÍK, Š., 2004a: Geodézia, fotogrametria a mapovanie v lesníctve. VŠ učebnica, TU Zvolen, 388 s.
- ŽIHLAVNÍK, Š., 2004b: Problematika vytyčovania hraníc pri reprivatizácii lesných pozemkov. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, XLVI, s. 235–245.
- Vyhláška MP SR č. 453/2006 Z.z. o hospodárskej úprave lesov a ochrane lesa.
- Zákon NR SR č. 117/2010 Z. z., ktorým sa mení a dopĺňa zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov.
- Zákon NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch v znení neskorších predpisov (č. 360/2007 Z. z.).
-

Adresa autorov:

prof. Ing. Anton Žihlavič, CSc.

Ing. Ján Bahýľ, PhD.

Ing. Milan Mistrik

Katedra hospodárskej úpravy lesov a geodézie

Lesnícka fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

96053 Zvolen

e-mail: anton.zihlavnik@vsld.tuzvo.sk

Ing. Jozef Dóczy, PhD.

Odbor lesníckych stratégií a štátnej správy lesného hospodárstva a poľovníctva

Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky

Dobrovičova 12

812 66 Bratislava

Možnosti využitia metód ťažbovej úpravy lesa v rôznych jednotkách priestorového rozdelenia lesa

Abstrakt

V práci je riešená problematika ťažbovej úpravy lesa použitím metódy matematických modelov vo vybratých lesných hospodárskych celkoch, lesných užívateľských celkoch a lesných celkoch. Zo získaného počtu lesných hospodárskych celkov, lesných užívateľských celkov a lesných celkov bolo vytvorených viac skupín na základe stanovených kritérií. Pre riešenie problematiky ťažbovej úpravy lesa bola vybratá druhá skupina. Veková štruktúra týchto celkov je charakteristická rozdielnym zastúpením vekových stupňov. Vykonalo sa zhodnotenie nepravidielnosti vekových štruktúr týchto celkov použitím variačných koeficientov a indexov poklesu variability. Z vykonaného rozboru indexov poklesu variability v jednotlivých celkoch vyplynulo, že postupnou reguláciou vekovej štruktúry je možné dosiahnuť vyrovnanú vekovú štruktúru. V sledovaných lesných hospodárskych celkoch sa hodnota variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry pohybovala v rozpätí od 72,51 % do 81,57 % a znížila sa na hodnotu 30,56 %. V lesných užívateľských celkoch sa hodnota variačných koeficientov pôvodnej vekovej štruktúry pohybovala v rozpätí od 63,79 % do 86,91 % a znížila sa na hodnotu 30,27 %. Podobný priebeh variačných koeficientov možno pozorovať aj v ostatných sledovaných celkoch. Navrhovaná metóda preukázala možnosť postupného dosiahnutia vyrovnanej vekovej štruktúry v týchto jednotkách priestorového rozdelenia lesa.

Kľúčové slová: ťažbová úprava lesa, veková štruktúra, ťažbový ukazovateľ

ANALÝZA NÁKLADOV V LOGISTIKE VÝROBY LESNEJ BIOMASY

Valéria MESSINGEROVÁ – Jozef SLUGENŇ –
– Zuzana VYSKOKOVÁ

Messingerová, V., Slugeň, J., Vyskoková, Z.: Analysis of the logistics costs in forest biomass production. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 45–57, 2013.

The dendromass for energy purposes processing, introduce the ability of the most perspective form of alternative energy production compared to fossil fuels and it's the most advanced forest technology in principle. But the positive environmental and social benefits, which results from it's use cannot be considered as generally valid. The reasons is mainly the economical factor, which have to be evaluated. Due to these reasons, it is necessary to calculate costs, which arise in the logistic flow of forest biomass, it means: costs of energetical wood (on average 21.8 €·t⁻¹), chipping (13.9 €·t⁻¹), overheads (4.5 €·t⁻¹), transport (8.8 €·t⁻¹) and revenues on average 8.8 €·t⁻¹. It follows, that costs of transport have the greatest influence on renability in trade with forest chips and it should be optimized.

Key words: forest biomass, forest chips, logistics, costs

ÚVOD

V roku 2010 dosiahla výmera lesných pozemkov na Slovensku 2 011 250 ha, z toho porastovej pôdy 1 938 900 ha a lesnatosť približne 41 % (ZELENÁ SPRÁVA 2011). Z tohto dôvodu má biomasa, resp. lesná biomasa na Slovensku veľký potenciál, ktorý sa však v súčasnosti využíva len v malej miere.

Práve energetické drevo, ktoré sa po spracovaní na energetické štiepky používa na výrobu energie blízko miesta ťažby, dáva možnosť využiť pridanú finančnú hodnotu z dreva pre ľudí, ktorí žijú priamo v danom regióne. Pri rozumnom lesnom hospodárení rešpektujúcom biologické limity obnovy porastov, je les a drevo nevyčerpatelným a trvalo udržateľným zdrojom energie, s minimálnym vplyvom na životné prostredie pri spaľovaní lesných štiepok. Využitie biomasy (energetických lesných štiepok) pre výrobu zelenej energie je významným prínosom pre naplnenie vládneho programu vo využívaní obnoviteľných foriem energie a naplnenie záväzkov Slovenskej republiky voči Európskej únii (cieľ 20 % výroby energie z obnoviteľných zdrojov). Existuje mnoho štúdií, ktoré sa snažia predpovedať, aký bude v budúcnosti podiel energie z biomasy na celkovom zásobovaní energiou či už na regionálnej alebo globálnej úrovni. Všetky štúdie sa zhodujú v tom, že využívanie biomasy bude významne narastať.

Hlavným cieľom tohto príspevku je analyzovať náklady vznikajúce v logistickom toku lesnej biomasy z porastu k odberateľovi a vyhodnotiť dopravné vzdialenosti, na ktoré je odvoz energetických štiepok ešte rentabilný.

PROBLEMATIKA A CIEĽ PRÁCE

Lesná biomasa z ekonomického hľadiska môže byť konkurencieschopná voči fosílnaj a jadrovej energii v prípade zvládnutia jej efektívneho logistického zabezpečenia, to znamená, že celkové náklady vznikajúce v mieste jej dodania k odberateľovi musia byť nižšie ako je predajná cena.

Logistika je interdisciplinárna veda, ktorá sa zaoberá koordináciou, zosúladením, prepojením a optimalizáciou toku surovín, materiálu, polovýrobkov, výrobkov a služieb, ale tiež tokov informácií a financií z hľadiska uspokojenia zákazníka pri najnižšom vynaložení prostriedkov (KRÁLOVENSKÝ *et al.*, 2001). Je súhrnným pojmom pre všetky procesy, ktoré určujú priestorovú a časovú alokáciu zásob reálnych statkov, materiálov a produktov. Funkčný obraz logistiky je charakterizovaný prepravnými, skladovacími a prekladovými postupmi (STEHLÍK, KAPOUN, 2008).

Podľa MESSINGEROVEJ *et al.*, (2010) je lesníctvo vhodným odvetvím národného hospodárstva pre implementáciu aplikovaných logistických riešení. V zahraničí boli rozpracované konkrétne návrhy simulácií a modelov zameraných na riešenia jednej z najvýznamnejších prekážok v raste využívania biomasy na energetické účely. Tou sú náklady na jej dopravu a často náročná technológia premeny biomasy na použiteľné formy energie (elektrina, teplo). Ekonomickým zefektívením logistických operácií sa zaoberali autori: ALLEN *et al.*, 1998, GALLIS, 1996, GEMTOS, TSIRICOLOU, 1999, HUISMAN *et al.*, 1997, MITCHELL, 1999, 2000, GRAHAM *et al.*, 2000, CAPUTO *et al.*, 2005, VIOVONTAS *et al.*, 2001, PAPADOPOULOS *et al.*, 2002, NILLSON *et al.*, 2001, GOCHEV *et al.*, 2012, JANKOVSKÝ *et al.*, 2012 a ďalší.

Najvýznamnejším lesohospodárskym podnikom na Slovensku je š. p. Lesy SR, ktorý obhospodaruje významný potenciálny zdroj biomasy na energetické účely – 968 034 ha (48 %) lesnej pôdy SR. Odštepný závod (OZ) Biomasa vyrobil v roku 2010 približne 160 tis. ton palivových štiepok, pričom do zahraničia sa exportovalo 5 tis. ton štiepok (Česká republika – Hodonín). Podiel produkcie podniku na celkovej produkcii lesných palivových štiepok bol 61,5 % (zvyšok vyrobili ostatní menší výrobcovia), čo je aj dôvodom výberu tohto subjektu ako zdroja údajov pre nasledujúcu kalkuláciu. Produkcia lesných palivových štiepok v š. p. Lesy SR vzrástla v porovnaní s rokom 2009 o 30 tis. ton a v posledných rokoch je pozitívne ovplyvňovaná najmä odbytovými možnosťami, veľkosťou a štruktúrou ťažby v rámci podniku. Tak isto aj tento subjekt musí riešiť efektívnosť logistiky dodávok lesnej biomasy k svojim odberateľom v jednotlivých regiónoch.

METODIKA

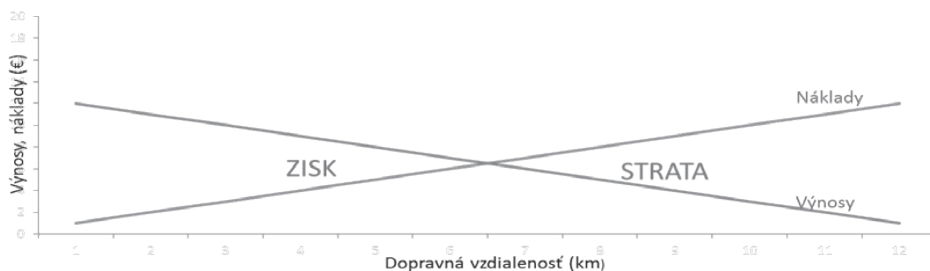
Prvým krokom je analyzovať jednotlivé fázy a procesy v logistickom toku lesnej biomasy, preberanie energetického dreva v poraste, jeho dezintegráciu a odvoz ku konečnému odberateľovi, prípadne na medzisklad, následné skladovanie, opätovné naloženie na odvozný prostriedok a dopravu ku konečnému odberateľovi (obr. 1). Dôraz sa kladie najmä na zhodnotenie nákladovosti a ekonomickej efektívnosti výroby lesných energetických štiepok.



Obr. 1 Členenie nákladov vznikajúcich v logistickom toku biomasy

Fig. 1 Costs of biomass production

Následne sa budú modelovať maximálne vzdialenosti, na ktoré je ešte rentabilné lesné štiepky k jednotlivým odberateľom odvážať priamo alebo rôznymi dopravnými prostriedkami v prípade výskytu potreby medziskladovania (obr. 2).



Obr. 2 Hraničná dopravná vzdialenosť

Fig. 2 Marginal transport distance

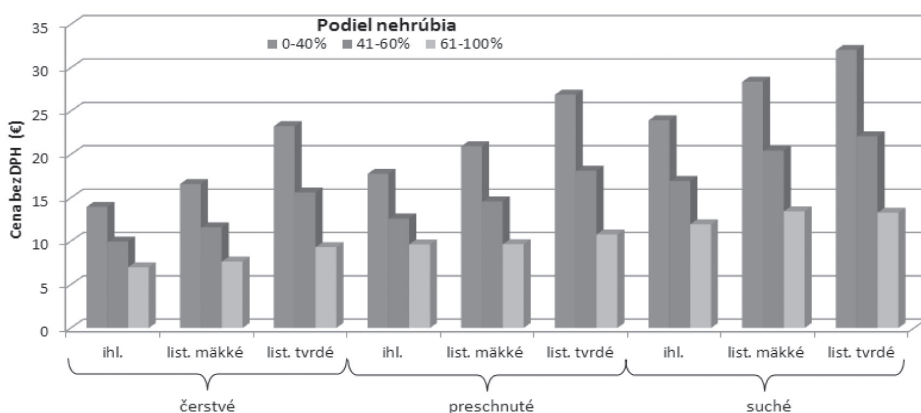
VÝSLEDKY

V tejto kapitole sú identifikované náklady vznikajúce v logistickom toku lesnej biomasy, od jej nákupu na lokalite porastu, cez jej dezintegráciu a dopravu k odberateľovi, s prípadným skladovaním v prípade dočasného nezájmu, resp. veľkej dopravnej vzdialenosti odberateľa.

A) Náklady na nákup energetického dreva

Náklady na nákup energetického dreva sa určia na základe cenníka P-Mop LV 002(2)-02 – Cenník energetického dreva a nehrúbia na OM (PILIAR, 2010). Ceny uvedené v cenníku sú vnútropodnikové ceny pre výkup energetického dreva od jednotlivých OZ. Pre výkup energetického dreva od cudzích subjektov sú ceny stanovené podľa tohto cenníka cenami maximálnymi, to znamená, že OZ Biomasa môže dohodnúť aj nižšiu cenu výkupu.

Z nasledujúceho grafu (obr. 3) je zrejmé, že ceny čerstvého dreva sú nižšie ako preschnutého a ceny preschnutého nižšie ako suchého. Tak isto je zrejmé aj to, že ceny s nárastom podielu nehrúbia klesajú a tiež, že náklady na nákup biomasy porovnateľnej vlhkosti a podielu nehrúbia sú pri ihličnatých drevinách nižšie ako pri listnatých.

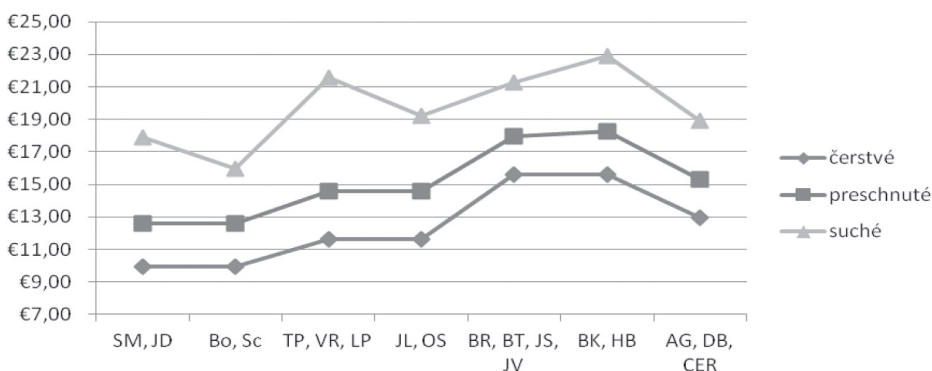


Obr. 3 Porovnanie cien tony energetického dreva v členení podľa podielu nehrúbia a vlhkostného stavu (P-Mop LV 002(2))

Fig. 3 Price per 1t of energy wood according to share of smallwood and according to moisture content (P-Mop LV 002(2))

Podiel hrúbia a nehrúbia je pre nakupovanú biomasu v konkrétnych lokalitách považovaný za daný, vlhkosť je možné ovplyvniť (znižovať) dlhším ponechaním v nezoštiepkanom stave v poraste. Biomasa s nižšou vlhkosťou poskytuje pri rovnakej hmotnosti vyššiu výhrevnosť. Väčšina slovenských odberateľov má podľa zmlúv zverejnených

v Centrálnom registri zmlúv (www.CRZ.GOV.SK) zakotvenú požadovanú priemernú mesačnú vlhkosť nakupovanej biomasy $45 \pm 5 \%$, väčší odberatelia pri nedodržaní hornej hranice účtujú sankcie najčastejšie 0,7 € na každé percento vlhkosti a pri prekročení dolnej hranice zaplatia o 0,7 € za každé percento vlhkosti navyše, prípadne platia za konkrétne množstvo dodanej energie.



Obr. 4 Rozdiel v nákupnej cene biomasy čerstvej, preschnutej a suchej (pri Ø 50 % podiele nehrúbia)

Fig. 4 Buying price of fresh, semi-dried and dried biomass (Ø 50 % of smallwood)

Rozdiel v nákupnej cene biomasy pri rôznej vlhkosti je pomerne významný (obr. 4). Z pohľadu spracovateľa biomasy táto cena tvorí náklady, no vyššia nákupná cena suroviny na spracovanie sa čiastočne vráti vo vyššej predajnej cene (tento vplyv je vyšší pri odberateľoch, ktorí platia za množstvo dodanej energie ako u odberateľov nakupujúcich množstvo v t).

B) Náklady na štiepkovanie

Regionálne strediská vlastnia štiepkovacie uzly (ďalej – štiepkovače) pozostávajúce z traktora Doppstadt Grizzly DT 32, štiepkovača Erjo DC 7-65 a hydraulického žeriava Cranab FC 45C (obr. 5). Ceny práce štiepkovača sú stanovené v cenníku podľa MOP E 013 (3) – Sadzby na stanovenie cien prác vykonaných stavebnými strojmi a inými mechanizmami.



Obr. 5 Štiepkovací stroj Doppstadt Grizzly DT 32

Fig. 5 Doppstadt Grizzly DT 32 chipper

Technológia výroby štiepok

V podmienkach Lesov SR sa realizuje výroba energetických štiepok technológiou štiepkovania buď na odvoznom mieste alebo na približovacej linke.

Technológia výroby štiepok na odvoznom mieste – stromy (ťažbové zvyšky) sú pripravené na hromadách pri linke a zberá ich vyvážací traktor. Stromy dlhšie ako 8 m sa skracujú. Na odvoznom mieste sa ukladajú do hromád vysokých až 4 m a dlhých aj niekoľko desiatok metrov. Až po priblížení všetkých stromov z porastu sa začína fáza štiepkovania. Štiepky sa zo stroja vyfukujú priamo do veľkokapacitných kontajnerov nákladných áut.

Technológia výroby štiepok na približovacích linkách – stromy sa ukladajú na hromady prízemkami dopredu kolmo na linku (lesnú cestu) alebo okolo linky (lesnej cesty), usporiadané jedným smerom. Po ceste sa pohybuje štiepkovač a za ním nákladné auto s veľkokapacitným kontajnerom, do ktorého sa štiepky zhromažďujú. Po naplnení kontajnera sa odvážajú buď na medzisklad alebo ak sa to ekonomicky vypláca, priamo k odberateľovi. Zásobovanie pohonnými hmotami je zabezpečené malým nákladným autom s cisternovou nadstavbou prispôbenu na prevoz a dodávanie pohonných hmôt do ďalších prostriedkov.

Náklady na štiepkovanie energetického dreva sa vypočítajú ako súčet:

- odpisov strojov,
- nákladov na PHM a ich dopravu,
- nákladov na opravy a údržbu,
- nákladov na mzdy pracovníkov.

Odpisy – odpisovaním majetku sa rozumie postupné rozpúšťanie obstarávacej ceny, reprodukčnej obstarávacej ceny alebo vlastných nákladov príslušného majetku do nákladov v priebehu doby jeho životnosti. Štiepkovací stroj ERJO DC 7-65 zakúpil š. p. Lesy

SR 1 ks za 10,850 mil. Sk (VÝROČNÁ SPRÁVA 2006 LESY SR š.p. BANSKÁ BYSTRICA), z ceny štiepkovacieho uzla sa počítali odpisy podľa zaradenia do odpisovej skupiny.

PHM – daňové zvýhodnenie červenej nafty už nie je možné v lesnom hospodárstve uplatniť, čo sa prenieslo aj do zvýšených nákladov na štiepkovanie. Pritom v roku 2009 predstavovala úspora z plnej sadzby spotrebnej dane 255,60 € na 1 000 litrov, od februára 2010 rozdiel medzi plnou a zníženou sadzbou poklesol na 142,29 € (WWW.AGROSERVER.SK).

Opravy – servisné prehliadky a opravy sú zabezpečované prevažne Odštepným závo-dom lesnej techniky v Banskej Bystrici podľa Veľkoobchodného cenníka servisných prác, ktorý je aktualizovaný každoročne a brúsenie nožov je vykonávané aj dodávateľským spôsobom (v cene 8,5–12 €.ks⁻¹ (NASTENKA.LESY.SK, 2011)).

Mzdy – výkonové normy pre štiepkovací uzol (nosič náradia, štiepkovač, hydraulická ruka) neexistujú, operátori majú mzdu závislú od odpracovaného času. Samozrejme majú plánovanú určitú výkonnosť na časové obdobie, ale celková výkonnosť je ovplyvňovaná aj mnohými faktormi, ktoré operátor nevie priamo ovplyvniť. Toto musí usledovať ich priamy nadriadený, aby odmena za vykonanú prácu bola primeraná a oprávnená.

Náklady na výrobu štiepok z hmoty výchovných ťažieb sú väčšie ako pri výrobe štiepok z hmoty obnovných ťažieb, ale nie je to v tomto členení presne sledované a preto sa cena stanovuje priemerne na celý výrobný proces (MATHIA, 2009).

C) Náklady na skladovanie štiepok

Pri skladovaní štiepok na expedičných skladoch vznikajú dodatočné náklady týkajúce sa prenájmu skladu alebo plochy na skladovanie a náklady na úpravy hromád, resp. zhŕňanie štiepok. V prípade prenájmu plochy vo vlastníctve š. p. Lesy SR sa prenájom neplatí. Náklady na skladovanie pre pozemky patriace iným vlastníkom sa vypočítajú podľa vnútropodnikového predpisu na základe:

- objemu uložených jednotiek,
- kategórie plôch,
- výšky hromady v metroch,
- priemernej plochy pokrytej uloženým objemom štiepok.

Každé regionálne stredisko OZ Biomasa má svoje expedičné miesta v tých lokalitách, kde kvôli vzdialenosti alebo aj z iného dôvodu nie je možné dodávať štiepky priamo k odberateľovi. Sú to buď spevnené alebo aj nespevnené miesta – plochy, kde sa dajú štiepky dočasne uskladniť. Musia to byť miesta s prístupnosťou pre kamión, v blízkosti musí byť dostupný nakladač, plocha musí byť tiež aspoň čiastočne chránená a vzdialenosťou vhodná na vozenie na skládku, cenovo prístupná. Využívajú sa preto, ak je to možné, existujúce expedičné sklady štátnych lesov alebo sa hľadajú plochy na družstvách, pri železničných stanicách, rôzne hospodárske dvory a podobne – sú to teda väčšinou dočasné expedičné sklady (ES) a využívajú sa príležitostne, podľa momentálnej potreby.

V podmienkach OZ Biomasa sa náklady na prenájom plochy 40 × 100 m pohybujú vo výške cca 50 €.mesiac⁻¹, pokiaľ ide o prenájom súkromného pozemku. Za úpravu hromád a zhŕňanie štiepok je fakturovaná suma 25–50 €.mesiac⁻¹.

D) Náklady na dopravu

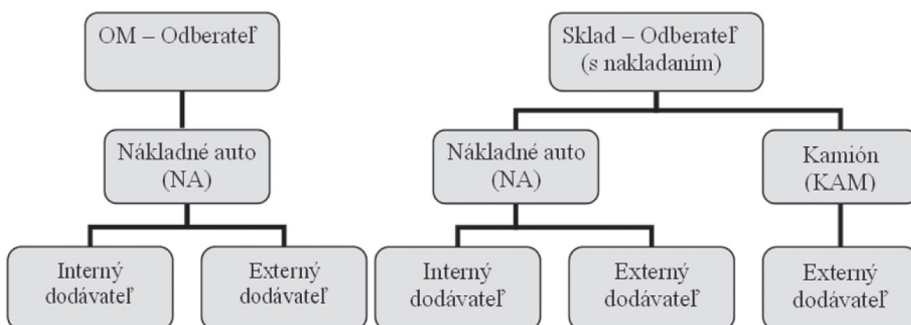
Jednotkové náklady závisia od:

- prepravnej ceny na 1 km (tá závisí od druhu dopravného prostriedku a jeho nosnosti),
- nákladov za naloženie štiepok.

Pri kalkulácii nákladov vznikajú situácie, keď sa štiepky odvážajú z miesta výroby buď priamo k odberateľovi alebo na medzisklad (napr. ak to odvozná vzdialenosť nedovoľujú priamo, momentálne nie je po štiepkach dopyt a pod.).

Vznikajú teda prípady (obr. 6):

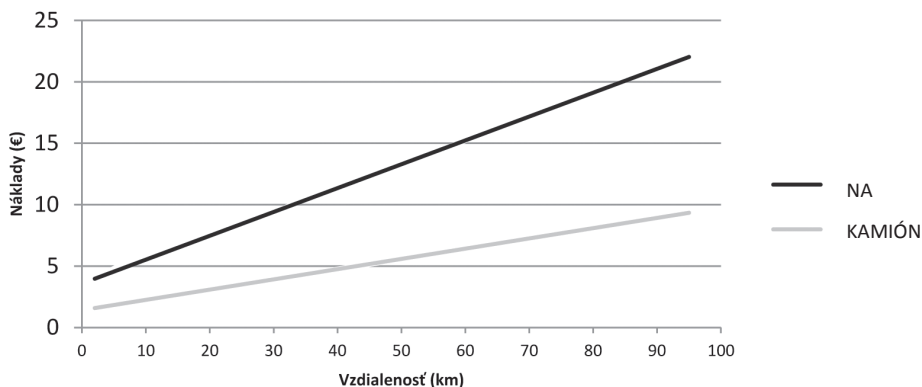
- keď sú energetické štiepky prepravované nákladným automobilom z miesta ich výroby priamo k odberateľovi (OM – odberateľ),
- keď sú energetické štiepky prepravované nákladným automobilom z miesta ich výroby na sklad a následne zo skladu nákladným autom alebo kamiónom ku konečnému odberateľovi (OM – sklad – odberateľ).



Obr. 6 Prípady pre ktoré sa kalkulovali náklady

Fig. 6 Technologies which were taken into account for calculation

V prípade, že štiepky sú predané na mieste ich výroby resp. skladovania, dopravu si zabezpečuje sám odberateľ vlastnými prostriedkami a tým na neho prechádzajú aj dopravné náklady. Dopravné náklady sú limitujúcou nákladovou položkou, ktorá rozhoduje o maximálnej vzdialenosti, na ktorú je efektívne štiepky dopravovať (obr. 7). Náklady na dopravu sa kalkulujú v prípade dopravy nákladným autom na základe cenníka P-Mop E 013-04 – Sadzby na stanovenie cien v preprave štiepok a v prípade dopravy kamiónom podľa zmlúv o prevádzke dopravného prostriedku zverejnených v Centrálnom registri zmlúv (CRZ), najčastejšie 0,085 €·t·km⁻¹.



Obr. 7 Porovnanie nákladov na dopravu štiepok
Fig. 7 Comparison of transport costs

E) Režijné náklady

Režijné náklady sa rozdeľujú na výrobné a správne. Výrobné náklady sa určujú priamo na kalkulačnú jednotku. Sú to osobné, vecné a finančné náklady súvisiace s vytvorením všeobecných podmienok výroby, obsluhy výroby a organizácie riadenia výroby. Správna réžia sú spoločné náklady podniku, ktoré sa nezahrnuli do výrobného režie, napr. náklady súvisiace s riadením a správou, náklady na cestovné, nájomné, čistiace a kancelársky materiál, energiu a pod.

F) Hranica ziskovosti

V logistickom toku energetických štiepok sa zistia všetky náklady vznikajúce od fázy nákupu energetického dreva až po fázu dovozu energetických štiepok k jednotlivým odberateľom. Tieto náklady sa porovnávajú s výnosmi z predaja štiepok odberateľovi. Rozdiel medzi výnosmi a nákladmi tvorí hospodársky výsledok. Ak výnosy prevyšujú náklady, ide o zisk, ak náklady prevyšujú výnosy, ide o stratu.

Priemerné náklady na nákup energetického dreva sú vo výške 21,8 €·t⁻¹, priemerné náklady na štiepkovanie sú 13,9 €·t⁻¹. Režijné náklady sú vypočítané pri jednotlivých odberateľoch v závislosti od predajnej ceny a veľkosti objednávky a pohybujú sa priemerne vo výške 5,5 €·t⁻¹. Náklady na dopravu sú závislé od jej vzdialenosti. Priemerná predajná cena lesných štiepok dodaných do areálu odberateľa je 49 €·t⁻¹.

$$E + \check{S} + R + D = PC$$

$$21,8 + 13,9 + 5,5 + D = 49$$

$$D = 8,8 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1}$$

Kde: E – náklady na nákup energetického dreva,
 $\check{S}$ – náklady na štiepkovanie,
 R – réžia,
 D – náklady na dopravu,
 PC – predajná cena.

Z kalkulácie vyplýva, že náklady na dopravu môžu predstavovať maximálne 8,8 €·t⁻¹. Toto je hranica rentability s nulovým ziskom, z ktorej vyplýva aj maximálna dopravná vzdialenosť pri ktorej je ešte dosiahnutý zisk.

Pri priamom odvoze nákladným autom (NA) z OM k odberateľovi je hranica rentability (nulového zisku) vo vzdialenosti 37,6 km (tab. 1).

Tab. 1 Hranica rentability pri odvoze štiepok nákladným automobilom pri variante OM – odberateľ
 Table 1 Break-even point of transport of chips with use of lorry – variant forest landing – customer

Vzdialenosť	Náklady na energ. drevo, štiepkovanie, réžiu	Náklady na energ. drevo, štiepkovanie, réžiu + doprava	Výnosy – cena u odberateľa	Zisk	Zisk = 0
km	€·t ⁻¹	€·t ⁻¹	€·t ⁻¹	€·t ⁻¹	km
4	40,19	42,85	49	6,15	
10	40,19	44,17	49	4,83	
15	40,19	44,95	49	4,05	
20	40,19	45,75	49	3,25	
25	40,19	46,59	49	2,41	
30	40,19	47,57	49	1,43	
40	40,19	49,31	49	-0,31	37,6
50	40,19	51,19	49	-2,19	
60	40,19	52,97	49	-3,97	
70	40,19	55,19	49	-6,19	

Z tabuliek 2, 3 je možné určiť, aké sú náklady na výrobu a dopravu štiepok v prípade, že sú dočasne uskladňované mimo areálu odberateľa. V tomto prípade sú štiepky z porastu na určitú vzdialenosť dopravené na medzisklad nákladným autom, kde sú dočasne uskladnené a následne opäť naložené na nákladné auto, resp. kamión a dopravené na určitú vzdialenosť k odberateľovi. Z dôvodu dočasnosti väčšiny skladov a ich priebežného vyhľadávania sa bude v kalkulácii uvažovať s priemernou lokalizáciou medziskladu lesnej štiepky vo vzdialenosti priemerne 10 km od miesta jej výroby.

Tab. 2 Hranica rentability pri odvoze štiepok nákladným automobilom pri variante OM – medzisklad – odberateľ

Table 2 Break-even point of transport of chips with use of lorry – variant forest landing – buffer store – customer

Vzdialenosť jazdy NA na trase OM – medzisklad	Náklady na dopravu NA bez naloženia	Náklady na dopravu NA s naložením	Cena pre odberateľa	Náklady na jazdu €						
				Vzdialenosť jazdy NA na trase medzisklad – odberateľ (km)						
km	€ t ⁻¹	€ t ⁻¹	€ t ⁻¹	5	10	15	20	25	30	40
4	2,66	4,04	49	45,50	46,83	47,60	48,41	50,86	51,84	53,58
10	3,98	5,36	49	46,83	48,15	48,93	49,73	52,18	53,16	54,90
15	4,76	6,14	49	47,60	48,93	49,70	50,51	52,96	53,94	55,68
20	5,56	6,94	49	48,41	49,73	50,51	51,31	53,76	54,74	56,48
25	6,40	7,78	49	49,25	50,57	51,35	52,15	54,60	55,58	57,32
30	7,38	8,76	49	50,23	51,55	52,33	53,13	55,58	56,56	58,30
40	9,12	10,50	49	51,97	53,29	54,07	54,87	57,32	58,30	60,04
50	11,00	12,38	49	53,85	55,17	55,95	56,75	59,20	60,18	61,92
60	12,78	14,16	49	55,63	56,95	57,73	58,53	60,98	61,96	63,70
70	15,00	16,38	49	57,85	59,17	59,95	60,75	63,20	64,18	65,92

Poznámka: Hrančné ceny sú zvýraznené tučným písmom

Tab. 3 Hranica rentability pri odvoze štiepok kamiónom (KAM) pri variante OM – medzisklad – odberateľ

Table 3 Break-even point of transport of chips with use of truck and trailer – variant forest landing – buffer store – customer

Vzdialenosť jazdy NA na trase OM – medzisklad	Náklady na dopravu NA bez naloženia	Náklady na dopravu KAM s naložením	Cena pre odberateľa	Náklady na jazdu €						
				Vzdialenosť jazdy KAM na trase medzisklad – odberateľ (km)						
km	€ t ⁻¹	€ t ⁻¹	€ t ⁻¹	5	10	15	20	25	30	40
4	2,66	0,36	49	44,82	46,14	46,92	47,72	48,56	49,54	51,28
10	3,98	0,64	49	45,09	46,42	47,19	48,00	48,84	49,82	51,56
15	4,76	1,14	49	45,59	46,92	47,69	48,50	49,34	50,32	52,06
20	5,56	1,56	49	46,01	47,34	48,11	48,92	49,76	50,74	52,48
25	6,40	1,93	49	46,39	47,71	48,49	49,29	50,13	51,11	52,85
30	7,38	2,35	49	46,81	48,13	48,91	49,71	50,55	51,53	53,27
40	9,12	2,94	49	47,40	48,72	49,50	50,30	51,14	52,12	53,86
50	11,00	3,78	49	48,24	49,56	50,34	51,14	51,98	52,96	54,70
60	12,78	4,62	49	49,08	50,40	51,18	51,98	52,82	53,80	55,54
70	15,00	5,46	49	49,92	51,24	52,02	52,82	53,66	54,64	56,38
80	–	6,30	49	50,76	52,08	52,86	53,66	54,50	55,48	57,22
90	–	7,14	49	51,60	52,92	53,70	54,50	55,34	56,32	58,06
100	–	7,98	49	52,44	53,76	54,54	55,34	56,18	57,16	58,90

Poznámka: Hrančné ceny sú zvýraznené tučným písmom

ZÁVER

V predloženom príspevku sumarizujeme jednotlivé druhy nákladov vznikajúcich v logistickom toku lesnej biomasy, od preberania energetického dreva v poraste, jeho dezintegráciu a odvoz ku konečnému odberateľovi, prípadne na medzisklad, následné skladovanie, opätovné naloženie na odvozný prostriedok a dopravu ku konečnému odberateľovi. Tiež sú modelované maximálne vzdialenosti, na ktoré sa oplatí lesné štiepky jednotlivým odberateľom dovážať priamo alebo rôznymi dopravnými prostriedkami v prípade výskytu potreby medziskladovania. Z kalkulácií vyplynulo, že dopravné náklady sú limitujúcou nákladovou položkou ktorá rozhoduje o maximálnej vzdialenosti, na ktorú je efektívne štiepky dopravovať.

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- ALLEN, J., BROWNE, M., HUNTER, A., BOYD, J., PALMER, H., 1998: Logistics management and costs of biomass fuel supply, In *International Journal of Physical Distribution and Logistics Management* 28(6), p. 463–477.
- CAPUTO, A., PALUMBO, M., PELAGAGGE, P., SCACCHIA, F., 2005: Economics of biomass energy utilization in combustion and gasification plants: effects of logistics variables, In *Biomass and Bioenergy* 28.
- GALLIS, C., 1996: Activity oriented stochastic computer simulation of forest biomass logistics in Greece, In *Biomass and Bioenergy* 10, p. 177–182.
- GEMTOS, T., TSIRICOGLU, T., 1999: Harvesting of cotton residue for energy production, In *Biomass and bioenergy* 16, p. 51–59.
- GOCHEV, Z., STOILOV, S., MARINOV, K., FERENČÍK, M., LIESKOVSKÝ, M., 2012: Woody biomass utilization in Bulgaria and Slovakia, In *Chip and chiples woodworking processes 2012*. Proceedings of Meeting Abstract, September 6-8, 2012, Zvolen. 61 s., ISBN 978-80-228-2386-9.
- GRAHAM, R., ENGLISH, B., NOON, C., 2000: A Geographic Information System based modeling system for evaluating the cost of delivered crop feedstock, In *Biomass and Bioenergy* 18, p. 309–329.
- HUISMAN, W., VENTURI, P., MOLENAAR, J., 1997: Costs of supply chains of *Miscanthus giganteus*, In *Industrial Crops and Products* 6, p. 353–366.
- JANKOVSKÝ, M., FERENČÍK, M., MESSINGEROVÁ, V., HNILICA, R., 2012: Noise exposure of workers during biomass processing for energy, In *Użytkowanie maszyn rolniczych i leśnych badania naukowe i dydaktyka*. Materiały VI Międzynarodowej Konferencji Naukowej, Zakopane 26–28 września 2012, 49 s.
- KRÁLOVENSKÝ, J., GNAP, J., MAJERČÁK, J., ŠULGAN, M., 2001: Postavenie dopravy v logistike, 1. vydanie. Žilina: Žilinská univerzita v EDIS.
- MATHIA, P., 2009: Logistika dodávok energetických štiepok do Zvolenskej Teplárenskej a. s. – diplomová práca, Technická univerzita vo Zvolene. 81 s.
- MESSINGEROVÁ, V., SAČKOV, I., VYSKOKOVÁ, Z., 2010: Logistika pre využívanie energie z lesnej biomasy – Aplikčné riešenie pre spracovanie biomasy ako energetickej suroviny lesníckou integrovanou ťažbovo-dopravnou technológiou. Zvolen: Vydavateľstvo TUZVO, 80 s.
- MITCHELL, C., 2000: Development of decision support systems for bioenergy applications, In *Biomass and Bioenergy* 1, p. 265–278.
- MITCHELL, C., STEVENS, E., WATTERS, M., 1999: Short-rotation forestry – operations, productivity and costs based on experience gained in the UK, In *Forest Ecology and Management* 12, p. 123–136.

MOP E 013 (3) – Sadzby na stanovenie cien prác vykonaných stavebnými strojmi a inými mechanizmami.
 NILSSON, D., HANSSON, P., 2001: Influence of various machinery combinations, fuel proportions and storage capacities on costs for co-handling of straw and reed canary grass to district heating plants, In *Biomass and Bioenergy* 20, p. 247–260.
 PAPADOPOULOS D, KATSIKIANNIS P., 2002: Biomass energy surveying and techno-economic assessment of suitable CHP system installations, In *Biomass and Bioenergy* 22, p. 105–124.
 P-Mop E 013-04 – Sadzby na stanovenie cien v preprave štiepky.
 P-Mop LV 002(2)-02 – Cenník energetického dreva a nehrúbia na OM.
 STEHLÍK, A., KAPOUN, J., 2008: Logistika pro manažéry. Praha: EKOPRESS. ISBN 978–80–86929–37–8.
 VIOVONTAS, D., ASSIMACOPOULOS, D., KOUKIOS, E., 2001: Assessment of biomass potential for power production: a GIS based method, In *Biomass and Bioenergy* 20, p. 101–112.
 VÝROČNÁ SPRÁVA 2006 LESY SR š.p. BANSKÁ BYSTRICA.
 ZELENÁ SPRÁVA 2011.
 WWW.NASTENKA.LESY.SK
 WWW.AGROSERVER.SK
 WWW.CRZ.GOV.SK

Adresa autorov:

prof. Ing. Valéria Messingerová, CSc.
 Ing. Jozef Slugeň, PhD.
 Ing. Zuzana Vysoková, PhD.
 Katedra lesnej ťažby a mechanizácie
 Technická univerzita vo Zvolene
 Lesnícka fakulta
 T. G. Masaryka 24
 960 53 Zvolen
 Slovenská republika
 e-mail: slugen1@hotmail.com
 slugen@tuzvo.sk

Analýza nákladov v logistike výroby lesnej biomasy

Abstrakt

Biomasa vhodná na energetické využitie predstavuje perspektívny zdroj energie tvoriaci alternatívu k doteraz najvyužívanejším fosílnym palivám. Významnejší nárast dopytu po energetických lesných štiepkach nastane, keď ich ekologické prednosti budú v súlade s ekonomickou stránkou. Z tohto dôvodu je potrebné identifikovať náklady vznikajúce v logistickom toku biomasy od jej nákupu a spracovania, až po dodanie konečným odberateľom. V príspevku sú analyzované jednotlivé druhy nákladov: na nákup energetického dreva (priemerne 21,8 €·t⁻¹), štiepkovanie, to znamená mzdy, odpisy, opravy a údržba, PHM (13,9 €·t⁻¹), skladovanie (50 €·mesiac⁻¹), réžiu (4,5 €·t⁻¹), dopravu rôznymi typmi odvozných prostriedkov (8,8 €·t⁻¹). Dopravné náklady určujú vzdialenosť hranicu rentability. Výsledkom je určenie maximálnej, ešte rentabilnej vzdialenosti porastov od odberateľov, na ktorú je možné dodávať štiepku bez vykázania straty a tiež stanovenie zón rentability.

Kľúčové slová: lesná biomasa, lesné štiepky, logistika, náklady

DYNAMIKA A VARIABILITA BAZÁLNEJ RESPIRÁCIE PÔDY NA VÝŠKOVOM TRANZEKTE V STREDOHORSKEJ OBLASTI POĽANY

Erika GÖMÖRYOVÁ – Zuzana FEKIAČOVÁ

Gömöryová, E., Fekiačová, Z.,: Temporal and spatial variability of the basal soil respiration along the altitudinal transect in the Poľana Mts. Acta Facultatis Forestalis 55(1): 59–72, 2013.

The goal of this work was to assess the seasonal variability and the changes of basal soil respiration in relation to the elevation gradient. Soil samples were taken along the transect in the altitude of 1 000–1 450 m a.s.l. several times during the vegetation period. Although significant differences in basal respiration were found between sites, no trend in relation to the altitude was found. At the beginning of the vegetation period basal respiration was significantly higher and in July significantly lower than in the other sampling dates. As it is shown, there is a significant correlation between basal respiration and soil water content, however, not during the whole vegetation period. We suppose, that at sites in this altitude the temperature and available nutrients probably are more important for soil microbial activity than the water supply.

Key words: microbial activity, forest soil, altitudinal gradient

1 ÚVOD

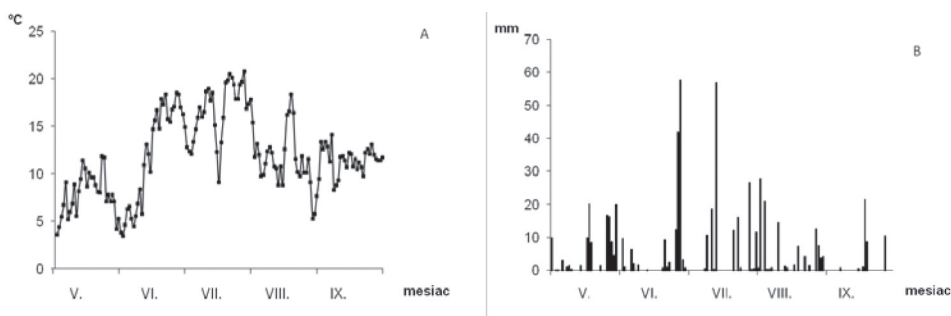
Pod pojmom pôdna respirácia rozumieme množstvo CO_2 uvoľneného z pôdneho povrchu, merané *in situ*. Takéto meranie zahŕňa tak respiráciu koreňov, ako aj respiráciu pôdnych organizmov. CO_2 sa môže z pôdy uvoľňovať aj nebiologickým spôsobom, avšak takéto množstvo uvoľneného CO_2 v porovnaní s predchádzajúcim je minimálne (CARLYLE *et* THAN 1988). Množstvo z pôdnej vzorky uvoľneného CO_2 v laboratórnych podmienkach predstavuje tzv. bazálnu respiráciu, pričom ide o výdaj CO_2 prevažne pôdnymi mikroorganizmami. Vo všeobecnosti množstvo uvoľneného CO_2 z pôdy je považované za mieru dekompozície a mineralizácie pôdnej organickej hmoty (KNOEPP *et al.* 2000).

V súvislosti s globálnymi klimatickými zmenami a možným postupným otepľovaním atmosféry viacerí autori predpokladajú aj zmeny niektorých pôdnych vlastností, okrem iného i akceleráciu pôdnych biologických procesov. Tieto by mohli ovplyvniť geochemické cykly a viesť k zvýšenému výdaju napr. CO_2 , CH_4 a N_2O (ŠÁLY 1996, LEIRÓS *et al.* 1999, KULHAVÝ 2002, BERG *et* McCLAUGHERTY 2008, GRIFFITHS *et al.* 2009). Tieto úvahy sa vzťahujú najmä pre polohy v stredných a vyšších nadmorských výškach. Keďže so stúpajúcou nadmorskou výškou klesá teplota vzduchu a stúpa úhrn zrážok, možno predpokladať aj

postupné zmeny v mikrobiálnej aktivite pôd a v súvislosti s ňou aj zmeny v dekompozícii a mineralizácii organickej hmoty a teda aj v množstve uvoľneného CO₂. Zmeny pôdných vlastností s nadmorskou výškou sa študovali ako v oblasti trópov (SCHUUR *et al.* MATSON 2001), tak aj v oblasti boreálnych a subarktických lesných ekosystémov (SVEINBJÖRNSSON *et al.* 1995, FISK *et al.* 1998), menej prác je z oblasti lesných ekosystémov mierneho pásma (GRIFFITHS *et al.* 2009, PICHLER *et al.* 2009). Cieľom tejto práce je posúdiť dynamiku a zmeny výdaja CO₂ pôdnymi mikroorganizmami v súvislosti so zmenami nadmorskej výšky.

2 MATERIÁL A METÓDY

Výskum sme uskutočnili v Biosférickej rezervácii Poľana, kde sme založili transekt v nadmorskej výške 1 000–1 450 m na svahu so sklonom 15–50 % a JV expozíciou. Územie je zaradené do chladnej klimatickej oblasti. Priemerné denné teploty vzduchu (°C) a denné úhrny zrážok (mm) počas vegetačného obdobia sledovaného roka sú uvedené na obr. 1 (Střelcová, nepubl.).



Obr. 1 Priemerné denné teploty (A) a denné zrážkové úhrny (B) na Poľane počas vegetačného obdobia r. 2006 (SHMÚ, Střelcová, nepubl.)

Fig. 1 Daily air temperature averages (A) and daily precipitation total (B) at the locality Poľana during the vegetation period in 2006 (SHMU, Střelcová, unpubl.)

V hornej časti transektu sú plochy situované v prírodnom smrekovom poraste, v dolnej časti v bukovom, resp. smrekovo-bukovom poraste. Vek porastov sa pohybuje v rozpätí 60–175 rokov. Pôdnym predstaviteľom na sledovaných lokalitách je andozem modálna, kambizem andozemná a kambizem modálna, pomiestne prechádzajúce do kambizemí rankrových. Stručná charakteristika plôch je uvedená v tab. 1, detailnejšia v práci FEKIAČOVÁ (2007).

Tab. 1 Charakteristika jednotlivých lokalít
Table 1 Characteristics of the study plots

Nadmorská výška (m)	Zastúpenie drevín (%)	Vek porastu	Zakmenenie	Sklon (%)	Pokryvnosť bylinnej vegetácie (%)
1 450	sm 100	100–120	0,6	40	100
1 400	sm 100	100–120	0,6	25	100
1 350	sm 100	100–120	0,8	20	80
1 300	sm 100	100–120	0,8	20	50
1 250	sm 100	80	0,9	20	50
1 200	bk 100	175/30	0,7	40	10
1 150	bk 100	175/30	0,7	50	30
1 100	bk 100	175/30	0,7	15	80
1 050	sm 50–bk 50	61–80	1,0	40	0
1 000	sm 20–bk 80	60–80	0,9	40	100

Pozdĺž tranzecktu sme každých výškových 50 m odoberali pôdne vzorky z A horizontu (hĺbka 0–10 cm) v 3 opakovaníach približne v dvojtypných intervaloch niekoľkokrát počas vegetačného obdobia r. 2006. V rámci tranzecktu išlo celkovo o odber z 10 lokalít v 9 termínoch. Na každej lokalite sme na odberných miestach zmerali hrúbku pokrývkového humusu a určili odhadom skeletnosť pôdy.

V odobratých vzorkách sme po prinesení z terénu stanovili momentálnu vlhkosť pôdy (V_m) gravimetricky, sušením pri 105 °C do konštantnej hmotnosti a bazálnu pôdnu respiráciu (BR) Isermeyerovou metódou (ALEF 1991), ktorá spočíva v zachytení z pôdnej vzorky uvoľneného CO_2 za 24 hod. do 0,05 M NaOH a následne stanovení jeho množstva titračne pomocou 0,05 M HCl. Vo vzorkách vysušených na vzduchu sme s využitím CNS analyzátoru Vario Macro stanovili obsah celkového uhlíka a dusíka.

Pre analýzu nameraných údajov bol použitý model analýzy variancie dvojného triedenia:

$$y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

kde: y_{ijk} je hodnota k -teho odberu na i -tej ploche v j -tom termíne, μ je celkový priemer, α_i je vplyv i -tej plochy, β_j je vplyv j -teho termínu, $(\alpha\beta)_{ij}$ je vplyv interakcie plochy a termínu a ε_{ijk} je reziduálna chyba. Oba faktory (plocha aj termín) boli považované za faktory s náhodnými efektami.

Pre párové porovnania medzi plochami, resp. medzi termínmi boli použité Duncanove testy na hladine významnosti $\alpha = 0,05$.

3 VÝSLEDKY

V tab. 2 uvádzame priemerné hodnoty základných pôdnych charakteristík na lokalitách v jednotlivých nadmorských výškach. Hrúbka pokrývkového humusu v rámci sledovaného tranzecktu kolísala v rozpätí 4–6,5 cm, pričom s väčšou hrúbku sme sa stretli

predovšetkým vo vyšších nadmorských výškach. So zmenou nadmorskej výšky sme zaznamenali aj rozdiely v obsahu organického uhlíka a dusíka, pričom lokality v hornej časti transektu sa vyznačovali vyšším obsahom uvedených prvkov v porovnaní s lokalitami zo spodnej časti transektu. Ukazovateľ kvality humusu C/N v rámci uvedeného transektu nadobúdala pomerne vyrovnané hodnoty s výnimkou nadmorských výšok 1 350–1 400 m, kde bol pomer o niečo vyšší a nadmorskej výšky 1 200 m, kde sme naopak zistili najnižšiu hodnotu (C/N pod 10).

Tab.2 Priemerné hodnoty vybraných pôdnych parametrov na lokalitách v jednotlivých nadmorských výškach

Table 2 Averages of selected soil attributes at sites in a different altitude

Nadmorská výška (m)	Hrúbka pokr. humusu (cm)	Skeletnatosť (%)	C (%)	N (%)	C/N
1 450	6,5	40	15,67	1,42	11,05
1 400	6,0	30	19,10	1,47	12,96
1 350	5,5	35	21,19	1,43	14,80
1 300	6,0	30	14,49	1,29	11,25
1 250	4,0	40	14,63	1,23	11,92
1 200	4,5	60	8,36	0,86	9,74
1 150	5,0	50	9,58	0,92	10,38
1 100	5,5	50	10,02	0,95	10,60
1 050	4,0	50	10,25	0,95	10,78
1 000	5,0	60	7,47	0,68	11,03

3.1 Zmeny hodnôt bazálnej respirácie a vlhkosti pôdy s nadmorskou výškou

V tab. 3 sú uvedené základné štatistické charakteristiky pre pôdnu respiráciu a momentálnu vlhkosť pôdy (priemer, smerodajná odchýlka, variačný koeficient, minimálna a maximálna hodnota) pre jednotlivé lokality pozdĺž transektu, sumárne pre všetky termíny odberu. Najvyššie priemerné hodnoty sme namerali vo vzorkách z nadmorskej výšky 1 100 m, najnižšie v nadmorskej výške 1 150 m. Od 1 000 do 1 100 m n. m. hodnoty bazálnej respirácie najprv stúpali, potom sme pozorovali pokles hodnôt po nadmorskú výšku 1 200 m a opätovný postupný nárast do nadmorskej výšky 1 400 m n. m. V rámci jednotlivých nadmorských výšok však hodnoty BR boli značne rozkolísané, čo dokumentujú vysoké hodnoty variačného koeficientu ($V_x = 37,13 - 65,02 \%$). Najväčšie rozdiely vo výdaji CO_2 a zároveň najvyšší variačný koeficient v priebehu vegetačného obdobia boli zaznamenané na najvyššej zo sledovaných lokalít (v nadmorskej výške 1 450 m), o niečo menej kolísali hodnoty v dolnej časti transektu, pričom na lokalite vo výške 1 200 m boli najmenšie rozdiely v hodnotách BR. Maximálna ($56,72 \mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) aj minimálna hodnota ($1,82 \mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) boli nameraná na najvyššie položennej ploche.

Pokiaľ ide o vlhkosť pôdy, najnižšia priemerná hodnota bola pozorovaná na najnižšie položenej lokalite, najvyššie priemerné hodnoty na najvyššie uložených miestach v rámci transektu. Kým pri bazálnej respirácii variačný koeficient prakticky neklesol pod 30 %, pri vlhkosti pôdy hodnoty v rámci jednotlivých lokalít kolísali podstatne menej ($V_x = 12,55\text{--}32,66\%$). Zaujímavé je, že s vyššou variabilitou sme sa stretli v nižších častiach transektu; naopak, na vyššie umiestnených lokalitách kolísali hodnoty v rámci vegetačného obdobia podstatne menej.

Tab. 3 Základné štatistické charakteristiky pre bazálnu respiráciu ($\mu\text{g CO}_2\text{g}^{-1}\text{.d}^{-1}$) a momentálnu vlhkosť pôdy (hmotn.%) na lokalitách v jednotlivých nadmorských výškach

Table 3 Summary statistics of basal respiration ($\mu\text{g CO}_2\text{g}^{-1}\text{.d}^{-1}$) and soil water content (w/w%) at sites in a different altitude

Nadm. výška (m)	Bazálna respirácia ($\mu\text{g CO}_2\text{g}^{-1}\text{.d}^{-1}$)				Vlhkosť pôdy (hmotn. %)			
	x	s_x	V_x (%)	min-max	x	s_x	V_x (%)	min-max
1 450	17,21	11,19	65,02	1,82–56,72	101,89	19,20	18,96	55,19–142,06
1 400	20,68	10,93	52,85	8,13–51,89	108,15	13,57	12,55	75,40–137,93
1 350	18,55	8,65	46,63	5,46–39,20	106,46	27,62	25,94	55,09–185,33
1 300	14,33	8,16	56,94	2,42–39,34	85,24	22,26	26,11	9,61–120,99
1 250	13,21	5,19	39,29	6,76–33,43	77,62	16,94	21,82	35,63–117,11
1 200	11,87	5,52	46,50	4,31–24,49	81,31	17,40	21,40	51,65–131,93
1 150	15,68	7,87	50,19	6,71–39,35	80,40	26,26	32,66	62,85–132,29
1 100	25,05	9,30	37,13	9,83–50,05	85,86	21,07	24,54	53,49–154,21
1 050	22,57	8,55	37,88	4,73–41,32	91,87	28,89	31,45	46,32–151,14
1 000	14,89	8,04	54,00	3,28–35,29	63,03	19,23	30,51	40,07–116,23

Na základe výsledkov analýzy variancie, uvedenej v tab. 4, môžeme konštatovať, že pozdĺž transektu existujú štatisticky vysoko významné rozdiely (na hranici významnosti $\alpha < 0,001$) ako pri bazálnej respirácii, tak aj pri vlhkosti pôdy, čo potvrdili aj Duncanove testy rozdielov výberových priemerov sledovaných charakteristík medzi plochami v jednotlivých nadmorských výškach, uvedené v tab. 5. Zároveň však aj interakcia plocha $\times$ termín bola štatisticky vysoko významná pri oboch charakteristikách, čo naznačuje, že zmeny sledovaných pôdných charakteristík pozdĺž transektu neboli v jednotlivých termínoch konzistentné.

Tab. 4 Analýza variancie pôdnej respirácie a vlhkosti pôdy (*F*-test)Table 4 Analysis of variance of basal respiration and soil water content (*F*-test)

	Stupne voľnosti	Stredný rozptyl	<i>F</i> -test	Stredný rozptyl	<i>F</i> -test
		Bazálna respirácia		Vlhkosť pôdy	
Nadm. výška	9	492,62	7,55***	5401,31	7,84***
Termín	8	905,17	13,87***	2042,44	2,97**
Plocha × termín	72	65,26	1,67**	688,59	2,16***
Error	180	39,05		318,9	

Vysvetlivky: *** $\alpha < 0,001$ ** $0,001 < \alpha < 0,01$

Vo všeobecnosti najvyššie hodnoty pôdnej respirácie, namerané v nadmorskej výške 1 050–1 100 m, sa významne líšili od všetkých ostatných lokalít (tab. 5). Najnižšie priemerné hodnoty sme zistili v nadmorskej výške 1 200–1 300 m a na najnižšie položenej lokalite (v 1 000 m). I keď sa ukázali významné rozdiely medzi plochami v rámci transektu, ako je z tabuľky zrejmé, nevidieť tu žiadny trend v hodnotách bazálnej respirácie pôdy s nadmorskou výškou. Naopak, pri vlhkosti pôdy sme pozorovali signifikantné zmeny s výškovým gradientom, pričom lokality v nadmorskej výške 1 350–1 450 m sa vyznačovali podstatne vyššou vlhkosťou pôdy ako nižšie ležiace lokality a najnižšie položená lokalita v rámci transektu sa vyznačovala významne nižšími hodnotami oproti ostatným stanovištiam.

Tab. 5 Duncanove testy rozdielov výberových priemerov medzi lokalitami v jednotlivých nadmorských výškach (lokality označené rovnakým písmenom sa nelíšia významne v danej charakteristike ($P > 0,05$))Table 5 Duncan's pairwise tests of the differences of means among sites (the sites with the same capital letters do not differ significantly ($P > 0,05$))

Nadmorská výška (m)	Bazálna respirácia ($\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	Vlhkosť pôdy (hmotn. %)
1 450	17,21 CDE	101,89 A
1 400	20,68 BC	108,15 A
1 350	18,55 CD	106,46 A
1 300	14,33 EFG	85,24 BC
1 250	13,21 FG	77,62 C
1 200	11,87 G	81,31 C
1 150	15,68 DEF	80,40 C
1 100	25,05 A	85,86 BC
1 050	22,57 AB	91,87 B
1 000	14,89 EFG	63,03 D

3.2 Dynamika bazálnej respirácie a vlhkosti pôdy počas vegetačného obdobia

V tab. 6 sú uvedené základné štatistické charakteristiky bazálnej respirácie a vlhkosti pôdy pre jednotlivé odberové termíny počas vegetačného obdobia, súhrnne pre všetky lokality. Ako vidieť, výdaj CO_2 pôdnymi mikroorganizmami sa v priebehu celého vegetačného obdobia menil. V jarých mesiacoch sme zaznamenali nárast hodnôt bazálnej respirácie, následne výrazný pokles začiatkom júla a opätovný nárast o dva týždne neskôr. Po postupnom poklese výdaja CO_2 pôdnymi mikroorganizmami v polovici septembra možno opäť pozorovať nárast hodnôt ku koncu toho istého mesiaca. Na rozdiel od bazálnej respirácie, hodnoty vlhkosti pôdy v rámci vegetačného obdobia boli prekvapujúco pomerne vyrovnané.

Tab. 6 Základné štatistické charakteristiky pre bazálnu respiráciu a momentálnu vlhkosť pôdy v jednotlivých termínoch odberu vzoriek

Table 6 Summary statistics of basal respiration ($\mu\text{g CO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) and soil water content (w/w%) in different sampling dates

Dátum	Bazálna respirácia				Vlhkosť pôdy			
	x	s_x	V_x (%)	min–max	x	s_x	V_x (%)	min–max
30. 5.	25,34	8,39	33,11	12,27–50,05	108,76	21,63	19,89	48,67–160,58
19. 6.	26,88	11,62	43,21	7,39–56,72	87,64	20,37	23,24	46,32–142,06
3. 7.	10,70	5,85	54,67	2,42–27,16	88,95	19,02	21,38	53,02–119,37
17. 7.	19,22	10,05	52,29	7,33–45,40	80,68	32,82	40,68	62,85–185,33
31. 7.	16,49	8,34	50,58	1,82–39,34	82,31	23,14	28,11	49,77–127,66
16. 8.	15,74	5,75	36,53	3,28–27,62	89,24	23,17	25,96	49,04–151,14
04. 9.	13,33	4,71	35,33	4,73–24,22	86,88	24,34	28,02	9,61–122,41
19. 9.	13,29	6,91	51,99	3,84–32,51	83,95	20,24	24,11	46,63–127,34
29. 9.	15,64	6,63	42,39	5,46–29,08	85,22	31,14	36,54	30,07–154,21

Hodnoty bazálnej respirácie sa vyznačovali rozkolísanosťou v priebehu celého vegetačného obdobia, vyššou ako vlhkosť pôdy. Kým pri vlhkosti pôdy sa variačný koeficient pohyboval od 19,89 do 40,68 %, pri pôdnej respirácii to bolo podstatne viac – od 33,11 % až po 54,67 %. V rámci transektu sa najväčšie rozdiely pri bazálnej respirácii vyskytli v letnom mesiaci júl a v druhej polovici septembra, najmenšie rozdiely koncom mája. Pri vlhkosti pôdy sme sa tiež s najväčšou variabilitou hodnôt v rámci transektu stretli v letnom období, s najmenšou na začiatku vegetačného obdobia.

Ako už bolo vyššie spomenuté, analýza variancie potvrdila, že existujú štatisticky vysoko významné rozdiely v hodnotách bazálnej respirácie a vlhkosti pôdy aj medzi jednotlivými termínmi odberu vzoriek (tab. 4). Kým pri vlhkosti pôdy sa štatisticky významne odlišovala len hodnota z 30. 5. 2006 oproti ostatným odberovým termínom, pri pôdnej respirácii sa ukázali významné rozdiely medzi viacerými termínmi (tab. 7). Môžeme povedať, že hodnoty respirácie pôdy na začiatku vegetačného obdobia (máj–jún) sa významne líšili od hodnôt v júli a tieto od ostatných. V období od konca júla do konca septembra síce hodnoty pôdnej respirácie kolísali, ale rozdiely medzi nimi neboli štatisticky významné.

Tab. 7 Duncanove testy rozdielov výberových priemerov medzi termínmi merania (dátumy označené rovnakým písmenom sa nelíšia významne v danej charakteristike ($P > 0,05$))

Table 7 Duncan's pairwise tests of the differences of means among dates (the dates with the same letters do not differ significantly ($P > 0,05$))

Termín merania	Bazálna respirácia ($\mu\text{gCO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	Vlhkosť pôdy (hmotn. %)
30. 5. 2006	25,34 A	89,24 B
19. 6. 2006	26,89 A	108,76 A
3. 7. 2006	10,70 D	80,68 B
17. 7. 2006	19,22 B	88,98 B
31. 7. 2006	16,49 BC	87,64 B
16. 8. 2006	15,74 C	86,87 B
4. 9. 2006	13,34 CD	83,95 B
14. 9. 2006	13,29 CD	82,31 B
29. 9. 2006	15,64 C	85,22 B

3.3 Závislosť bazálnej respirácie od vlhkosti pôdy a obsahu organickej hmoty

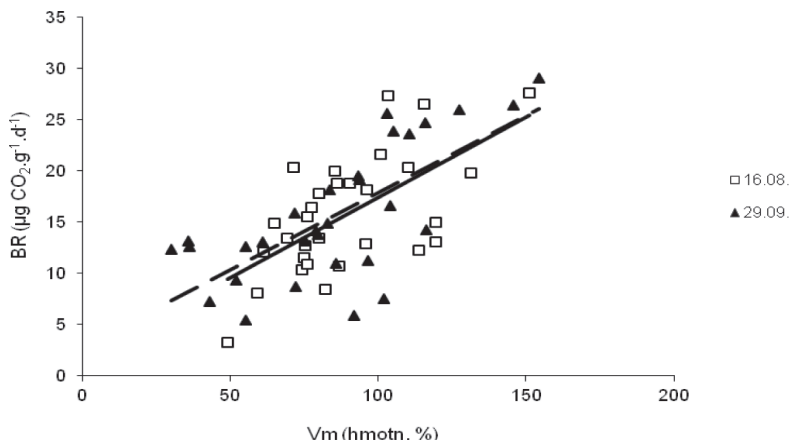
V tab. 8 sú uvedené Spearmanove korelačné koeficienty medzi bazálnou respiráciou a vlhkosťou pôdy v jednotlivých termínoch merania. Ako vyplýva z výsledkov, existuje tu štatisticky vysoko významná závislosť na hranici významnosti $\alpha < 0,001$ ($R = 0,3806$ súhrnne pre všetky termíny). V jednotlivých termínoch počas vegetačného obdobia však nebola vždy takáto signifikantná závislosť. Pôdna respirácia úzko korelovala s vlhkosťou pôdy najmä v polovici augusta a koncom septembra, kedy korelačný koeficient dosahoval hodnotu až 0,70795, čiže s narastajúcou vlhkosťou pôdy v tomto období sme zaznamenali aj nárast hodnôt bazálnej respirácie pôdy. Pritom v oboch termínoch ide prakticky o rovnaký typ závislosti (obr. 2). Naopak, koncom júla medzi oboma charakteristikami sme nezaznamenali žiadnu závislosť.

Tab. 8 Spearmanov korelačný koeficient (R) medzi pôdnou respiráciou a vlhkosťou pôdy v jednotlivých termínoch merania a počas celého vegetačného obdobia

Table 8 Spearman's rank correlation coefficients (R) between the basal respiration and soil water content in different days and during the vegetation period

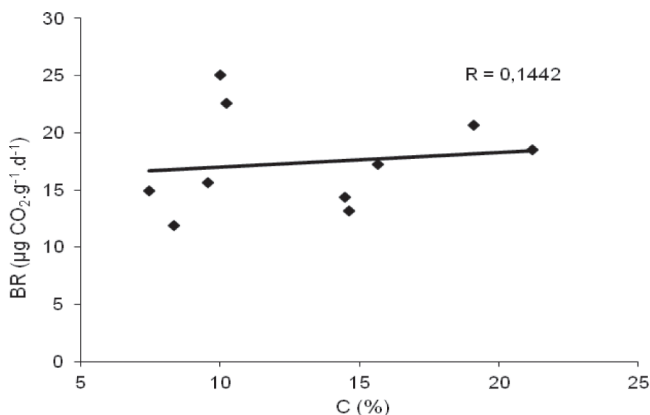
Termín	30. 5. 06	19. 6. 06	3. 7. 06	17. 7. 06	31. 7. 06
R	0,22610	0,48148**	0,20339	0,38455*	0,08261
Termín	16. 8. 06	4. 9. 06	14. 9. 06	29. 9. 06	30. 5.–29. 9. 06
R	0,63039***	0,40358*	0,34111*	0,70795***	0,38062***

Vysvetlivky: *** $\alpha < 0,001$ ** $0,001 < \alpha < 0,01$ * $0,01 < \alpha < 0,05$

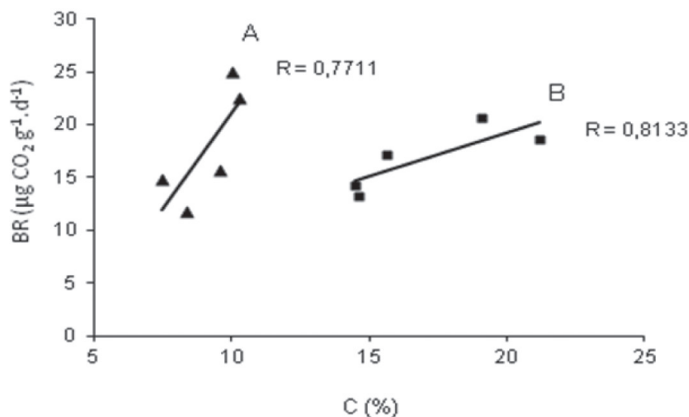


Obr. 2 Závislosť bazálnej respirácie (BR) od vlhkosti pôdy (Vm) dňa 16. 8. 2006 a 29. 9. 2006
 Fig. 2 The relationship between basal respiration (BR) and soil water content (Vm) in two dates
 – 16. 8. 2006 and 29. 9. 2006

Obr. 3 zobrazuje vzťah medzi bazálnou respiráciou pôdy a obsahom organického C v nej súhrnne pre všetky lokality transektu. Z uvedeného grafu nevyplýva akákoľvek súvislosť medzi týmito charakteristikami. Keďže v hornej časti transektu prevládajú ihličnaté porasty a naopak v dolnej časti porasty listnaté, dá sa predpokladať rozdiel v kvalite organických látok prichádzajúcich na povrch a do pôdy. Preto sme sa pokúsili hodnotiť závislosť zvlášť pre hornú a dolnú časť transektu (obr. 4). Je zrejmé, že korelácia medzi nimi je pomerne tesná – $R = 0,771$ pre nadmorskú výšku 1000 – 1200 m a $R = 0,8133$ pre 1 250 – 1 450 m n. m.



Obr. 3 Závislosť bazálnej respirácie (BR) od obsahu uhlíka (C) v nadmorskej výške 1 000–1 450 m
 Fig. 3 The relationship between basal respiration (BR) and carbon content (C) in the altitude
 1 000–1 450 m



Obr. 4 Závislosť bazálnej respirácie (BR) od obsahu uhlíka (C) v nadmorskej výške
A) 1 000–1 200 m a B) 1 250–1 450 m

Fig. 4 The relationship between basal respiration (BR) and carbon content (C) in the
altitude A) 1 000–1 200 m and B) 1 250–1 450 m

4 DISKUSIA

Najzávažnejšie zmeny pri lesných pôdach odvodené od predpokladaných klimatických zmien sú očakávané v dekompozičných procesoch organickej hmoty a v kolobehu živín. V závislosti na stave zásob pokrývkového humusu a podmienok abiotického prostredia sa predpokladá spomalený rozklad organickej hmoty a utlmenie kolobehu látok za predpokladu poklesu zrážok alebo naopak, urýchlenie kolobehu látok za predpokladu dostatočnej vlhkosti a zvýšenia teploty, spravidla vo vyšších polohách (ŠÁLY 1996, KULHAVÝ 2002). Podľa správy IPCC (2007), predpokladaný nárast teplôt vzduchu môže viesť k zintenzívneniu mikrobiálnej dekompozície pôdnej organickej hmoty a spätne zvýšený výdaj CO₂ zase ku globálnemu otepľovaniu. Potenciálne zvýšenie koncentrácie CO₂ v póroch pôdy môže byť dôležitým akcelerátorom zmien niektorých pôdnych vlastností, môže mať vplyv na fyziologické procesy rastlín, na skladbu a vitalitu pôdnej flóry a fauny. Na druhej strane, existujú štúdie, ktoré takýto trend v zmenách dekompozície organickej hmoty s nárastom priemerných ročných teplôt nepotvrdili (GIARDINA *et al.* RYAN 2000, RUEHR *et al.* 2010).

Keďže so stúpajúcou nadmorskou výškou klesá teplota vzduchu, môžeme predpokladať na základe teplotných a zrážkových gradientov, že na nami sledovanom tranzekte by rozdiel teplôt medzi spodnou a hornou lokalitou mal predstavovať 2,7 °C a rozdiely v zrážkach by mohli predstavovať 270 mm. Predpokladáme, že sú to dostatočne veľké rozdiely na to, aby sa tieto zmeny odrazili aj na bazálnej respirácii pôdy. Keďže vo vyšších polohách organizmy netrpia nedostatkom vody, ale skôr limitujúcim faktorom sa stáva teplota (BERG *et al.* McCLAUGHERTY 2008) očakávali sme, že so stúpajúcou nadmorskou

výškou v dôsledku klesajúcej teploty bude klesať aj množstvo CO₂ uvoľneného pôdnymi mikroorganizmami. Ako je však z výsledkov zrejmé, uvedený predpoklad sa nám nepotvrdil, nepozorovali sme žiaden trend v poklese hodnôt pôdnej respirácie so stúpajúcou nadmorskou výškou. Pri hľadaní vysvetlenia treba zobrať do úvahy fakt, že teplotný gradient nám pomáha pri výpočte len orientačných údajov. Teplotné pomery na konkrétnom stanovišti však môžu byť značne modifikované samotným porastom, reliéfom, a pod., čo sa môže odrážať aj na vlastnostiach samotnej pôdy. V lesných porastoch práve stromy v značnej miere ovplyvňujú teplotné, svetelné, vlhkostné pomery, nerovnomernosti v prísune organického materiálu. Tým sú dané aj rozdiely niektorých pôdných vlastností už na pomerne malej ploche (teploty pôdy, vlhkosti pôdy, obsah humusu, a pod.). So zmenou fyzikálnych a chemických vlastností pôd možno predpokladať aj zmeny v zastúpení a aktivite mikroorganizmov či pôdných organizmov vo všeobecnosti. To, že sme nezaznamenali lineárny trend poklesu ani vzostupu hodnôt na sledovanom tranzekte naznačuje, že okrem klimatických činiteľov sa významnou mierou na výdaji CO₂ podieľajú aj ďalšie faktory. V literatúre sa uvádza, že výdaj CO₂ pôdnymi mikroorganizmami vysoko koreluje s obsahom a tiež kvalitou organickej hmoty v pôdnej vzorke (BERG *et al.* McClaugherty 2008). Ako sme videli na obr. 4, aj na našich lokalitách sa ukázala závislosť bazálnej respirácie s množstvom organickej hmoty v pôde, avšak s určitými rozdielmi v dolnej a hornej časti tranzektu. Tieto rozdielne trendy môžu súvisieť práve s kvalitou organického materiálu, keďže v hornej časti tranzektu dominovali smrekové porasty a v dolnej časti naopak porasty bukové, ktorých opad sa kvalitatívne značne líši (ŠALY *et al.* 2011). Určitý trend tu vidieť aj v súvislosti so skeletnosťou pôdy, pričom so zvyšujúcim sa obsahom skeletu sme pozorovali aj nárast bazálnej respirácie. V silne skeletnatých pôdach je menej jemnozeme a rozkladajúci sa organický materiál sa tak premieša s menším množstvom zeminy ako v pôdach menej skeletnatých. Vysoké hodnoty pôdnej respirácie v nadmorskej výške okolo 1400 m môžu súvisieť ako s vysokou pokryvnosťou bylinnej vrstvy, tak aj so zápojom. Na týchto plochách je porast dosť otvorený (zápoj 60 %), k pôdnemu povrchu sa dostáva viac slnečnej energie, v dôsledku čoho sú niektoré miesta viac zahrievané ako na ploche, kde je celá pôda krytá korunami stromov.

Skutočnosť, že s nadmorskou výškou dochádza k postupným zmenám fyzikálnych a chemických vlastností pôdy, ale nie ku zreteľným zmenám v mikrobiálnej aktivite pôd, bola potvrdená napr. aj v práci autorov SMITH *et al.* (2002). Kým s nadmorskou výškou dochádzalo k zmene pH pôdy, elektrickej konduktivity, obsahu C a N, tak naopak, pri mikrobiálnej biomase, respirácii a N-mineralizácii sa žiaden trend nepozoroval.

Respirácia pôdy sa vyznačuje podobne ako ďalšie charakteristiky aktivity pôdných mikroorganizmov nielen priestorovou, ale aj značnou časovou variabilitou. Kým priestorová variabilita súvisí najmä so zmenami samotných pôdných charakteristík (obsah ľahko dostupných substrátov, reakcia pôdneho prostredia, pórovitosť a pod.), klimatických pomerov daných lokalít, tak aj od vegetačnej prikrývky, ktorá môže výraznou mierou modifikovať mikroklimatické pomery či kvalitu a kvantum prichádzajúcej organickej hmoty a zrážok na povrch pôdy, resp. priamo do nej (korene rastlín a ich exudáty) (MÄDER *et al.* 1993); zmeny v priebehu roka súvisia najmä s chodom klimatických prvkov a príchodom čerstvej organickej hmoty na povrch pôdy alebo priamo do nej. V literatúre sa uvádza, že

v podmienkach mierneho pásma pôdna respirácia spravidla dosahuje najvyššie hodnoty v jarnom období a na jeseň, minimálne väčšinou v letnom období (VANHALA 2002). Na všetkých nami pozorovaných lokalitách sme aj my pozorovali určitú dynamiku bazálnej respirácie počas vegetačného obdobia. Najvyššie hodnoty sme zaznamenali hneď na začiatku skúmaného obdobia, t.j. koncom mája, resp. v polovici júna a mierny nárast hodnôt pozorovať od polovice septembra najmä na plochách v spodnej časti transektu. Nárast hodnôt v jarnom období môže súvisieť s postupným otepľovaním vzduchu a pôdy. Nárast hodnôt pôdnej respirácie koncom septembra súvisí buď ešte s miernym nárastom denných teplôt, alebo už z časti aj s prísunom čerstvého organického materiálu (najmä opad bylín) v spodnej časti transektu. I keď aj na našich sledovaných plochách vidieť určitý pokles hodnôt pôdnej respirácie koncom augusta (najmä na nižšie ležiacich plochách), tento pokles nie je až taký výrazný. Výrazne nízke hodnoty začiatkom júla boli zrejme zapríčinené prudkým poklesom priemerných denných teplôt (pokles z 18,5 °C na 12,1 °C) a tiež výdatnými zrážkami (úhrn zrážok v období od 26. 6.–1. 7. bol 115,9 mm) (obr. 1).

Nie vždy je však jednoduché identifikovať príčiny sezónnej dynamiky. V niektorých prípadoch (BUCHMANN 2000, SCOTT-DENTON *et al.* 2003, GÖMÖRYOVÁ 2004, BERG *et al.* 2008) pôdna respirácia koreluje pomerne tesne s vlhkosťou pôdy, v iných prípadoch je tesnejší vzťah s teplotou pôdy. Avšak SCOTT-DENTON *et al.* (2003) zistili, že teplota pôdy vysvetľuje taktiež len časť variability hodnôt pôdnej respirácie na určitom stanovišti, pričom z teplotných charakteristík najtesnejšie s pôdnou respiráciou korelovala priemerná denná teplota pôdy. Závislosť pôdnej respirácie od vlhkosti pôdy sa potvrdila aj v našej práci. Ukázalo sa však, že v sledovanom období majú až september sú obdobiami, kedy pôdna respirácia raz viac, inokedy zase menej súvisela s vlhkosťou pôdy. Predpokladáme, že v jarnom období po roztopení snehovej prikrývky je pôda dostatočne zásobená vodou a určujúcim faktorom v mikrobiálnej činnosti sa stáva teplota a nie vlhkosť pôdy, o čom svedčí aj chýbajúci vzťah medzi bazálnou respiráciou a vlhkosťou pôdy v tomto období. Najtesnejšie vzťahy s vlhkosťou sme zaznamenali v polovici augusta a koncom septembra, teda v období, keď síce ešte bolo stále dostatočne teplo, ale v porovnaní s predchádzajúcimi mesiacmi boli podstatne nižšie zrážkové úhrny.

ZÁVER

Na transekte v nadmorskej výške 1 000–1 450 m v oblasti Poľany sa nepotvrdila hypotéza, podľa ktorej so stúpajúcou nadmorskou výškou a poklesom teplôt bude klesať aj výdaj CO₂ pôdnymi mikroorganizmami. Ukazuje sa, že na samotný priebeh pôdnej respirácie vykazujú okrem teploty a vlhkosti pôdy vplyv aj ďalšie činitele (odumretá organická hmota – jej množstvo a kvalita, rozdiely v mikroklíme v dôsledku členitosti terénu, prítomnosti stromov, atď.), ktoré môžu výrazne modifikovať vplyv teploty alebo vlhkosti pôdneho prostredia. V súvislosti s prípravou modelov pre rôzne klimatické scenáre je nevyhnutné okrem klimatických charakteristík brať do úvahy práve aj tieto ďalšie faktory. Z výsledkov ďalej vyplýva, že v týchto nadmorských výškach je pôda ešte väčšinou dostatočne zásobená vodou a nestáva sa limitujúcim faktorom pre pôdne mikroorganizmy.

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: „Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 2620120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja“ (70 %) a Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0580-10.

Literatúra

- ALEF K., 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landesberg, 284 p.
- BERG B., McCLAGHERTY CH., 2008: Plant litter. Decomposition, Humus formation, Carbon Sequestration. Springer, 338 s.
- BUCHMANN N., 2000: Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. Soil Biology & Biochemistry, 32: 1625–1635.
- CARLYLE J.C., THAN U.B.A., 1988: Abiotic controls of soil respiration beneath a nineteen-year-old pinus radiata stand in south-eastern Australia. Journal of Ecology, 76: 654–662.
- FEKIAČOVÁ Z., 2007: Dynamika výdaja CO₂ pôdnymi mikroorganizmami na výškovom tranzekte v BR Poľana. Diplomová práca, TU Zvolen, 54 p.
- FISK M.C., SCHMID S.K., SEASTEDT T.R., 1998: Topographic patterns of above and below ground production and nitrogen cycling in alpine tundra. Ecology 79, 2253–2266.
- GIARDINA C.P., RYAN M.G., 2000: Evidence that the decomposition of carbon does not vary with temperature. Nature, 404: 858–861.
- GÖMÖRYOVÁ E., 2004: Small-scale variation of microbial activities in a forest soil under a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand. Polish Journal of Ecology, 52: 311–321.
- GRIFFITHS R.P., MADRITCH M.D., SWANSON A.K., 2009: The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties. Forest Ecology & Management, 257: 1–7.
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press. <http://www.ipss.ch/ipcreports/ar4-syr.htm>.
- KNOEPP J.D., COLEMAN D.C., CRESSLEY D.A.JR., CLARK J.S., 2000: Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. Forest Ecology & Management, 138, 357–368.
- KULHAVÝ J., 2002: Hodnocení změn v lesních půdách v důsledku očekávané klimatické změny. Ochrana lesa, 3: 109–111.
- LEIRÓS M.C., TRASAR-CEPEDA C., SEOANE S., GIL-SOTRES F., 1999: Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. Soil Biology & Biochemistry, 31: 327–335.
- MÄDER P., NOWACK K., ALFÖLDI T., 1993: Literaturstudie zur Wahl der Methode für die Schätzung der mikrobiellen Biomasse, der Bodenatmung und des Zelluloseabbaus. Ausgeführt im Auftrag der Arbeitsgruppe Bodenbiologie der Bodenschutzfachsteller der Kantone Aargau, Bern und Solothurn, Oberwill, 147 p.
- PICHLER V., ĐURKOVIĆ J., CAPULIAK J., PICHLEROVÁ M., 2009: Altitudinal variability of the soil water content in natural and managed beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. Polish Journal of Ecology, 57: 313–319.
- RUEHR N.K., KNOHL A., BUCHMANN, N., 2010: Environmental variables controlling soil respiration on diurnal, seasonal and annual time-scales in a mixed mountain forest in Switzerland. Biogeochemistry, 98: 153–170.
- SCOTT-DENTON L.E., SPARKS K.L., MONSON R.K., 2003: Spatial and temporal controls of soil respiration and related soil properties at the plant scale. Plant & Soil, 222: 203–214.
- SCHUUR A.G., MATSON P.A., 2001: Net primary productivity and nutrient cycling across a mesic to wet precipitation gradient in Hawaiian montane forest. Oecologia, 128, 431–442.
- SMITH J.L., HALVORSON J.J., BOLTON H. JR., 2002: Soil properties and microbial activity across a 500 m elevation gradient in a semi-arid environment. Soil Biology & Biochemistry, 34: 1749–1757.
- SVEINBJÖRNSSON B., DAVIS J., ABADIE W., BUTLER A., 1995: Soil carbon and nitrogen mineralization at different elevations in the Chugach Mountains of southcentral Alaska, USA. Arctic Alpine Research, 27: 29–37.

- ŠÁLY R., 1996: Ohrozenie pôdnej úrodnosti v lesoch Slovenska možnými klimatickými zmenami. In.: Lesné ekosystémy a globálne klimatické zmeny. LVÚ Zvolen, p. 46–50.
- ŠÁLY R., CAPULIAK J., PAVLENDÁ P., 2011: Pokrývkový humus na bývalých poľnohospodárskych pôdach na objekte vrch Dobroč. In: SOBOCKÁ J. (ed.): Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. Monografia. VÚPOP Bratislava, p. 25–31.
- VANHALA P., 2002: Seasonal variation in the soil respiration rates in coniferous forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 1375–1379.
-

Adresa autorov:

doc. Ing. Erika Gömöryová, CSc.

Ing. Zuzana Fekiačová

Lesnícka fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolen

e-mail: gomoryova@tuzvo.sk

Dynamika a variabilita bazálnej respirácie pôdy na výškovom tranzekte v stredohorskej oblasti Poľany

Abstrakt

Pôdna respirácia je považovaná za mieru intenzity dekompozície a mineralizácie organickej hmoty. Cieľom tejto práce je posúdiť dynamiku a zmeny výdaja CO₂ pôdnymi mikroorganizmami (tzv. bazálnu respiráciu pôdy) v súvislosti so zmenami nadmorskej výšky. Odber vzoriek pre analýzy sa uskutočnil pozdĺž tranzektu v nadmorskej výške 1 000–1 450 m niekoľkokrát počas vegetačného obdobia. Zistili sme významné rozdiely v bazálnej respirácii pôdy medzi jednotlivými lokalitami tranzektu, avšak nepozorovali sme žiaden trend v jej zmenách s nadmorskou výškou. Hodnoty bazálnej respirácie pôdy na začiatku vegetačného obdobia (máj–jún) boli významne vyššie a naopak začiatkom júla zase významne nižšie oproti ostatným termínom. Ako tiež vyplýva z výsledkov, bazálna respirácia tesne korelovala s vlhkosťou pôdy, ale len v časti vegetačného obdobia, čo naznačuje, že skôr ako voda sú v týchto polohách determinujúcimi faktormi pravdepodobne teplota a prístupné živiny.

Kľúčové slová: mikrobiálna aktivita, lesné pôdy, výškový gradient

PARAMETRE FLUORESCENCIE CHLOROFYLU A SADENÍC BUKA LESNÉHO (*FAGUS SYLVATICA* L.) V PODMIENKACH SUCHA PRI APLIKOVANÍ HYDROGÉLU STOCKOSORB®MICRO.

Miroslava MACKOVÁ – Jaroslav KMEŤ

Macková, M., Kmeť, J., 2012: Chlorophyll a fluorescence parameters of european beech seedlings (*Fagus sylvatica* L.) under drought stress conditions by the applied the hydrogel Stockosorb®Micro. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 73–80, 2013.

This project investigated the effect of the hydroabsorbent Stockosorb®Micro on the physiological state of European beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. This seedlings were planted in different irrigation regime and this way divided on 4 variants (control, control+Stockosorb, drought, drought+Stockosorb). To evaluate of physiological state of seedlings we used the parameters of chlorophyll (Chl) *a* fluorescence, namely common parameters of Chl *a* fluorescence, but also "performance index" parameters of Chl *a* fluorescence. Of result is apparently, that appreciation of the Stockosorb keep seedlings under drought stress better values of chlorophyll *a* fluorescence parameters compared to variant without Stockosorb.

Key words: *Fagus sylvatica*, hydrogel, drought, chlorophyll *a* fluorescence

1 ÚVOD

Zo všeobecnej charakteristiky stavu lesov na Slovensku vyplýva, že buk lesný je v súčasnosti, s podielom 31,4 % našou najzastúpenejšou drevinou. Táto drevina je v súčasnosti považovaná z ekonomického hľadiska za najdôležitejšiu listnatú drevinu v Európe. Za jeden z veľmi dôležitých faktorov, ktoré ovplyvňujú rast a distribúciu buka u nás možno považovať množstvo zrážok. Na základe doterajšieho trendu otepľovania možno v našich podmienkach podľa LAPINA (2006) očakávať zvýšenie priemernej mesačnej teploty do roku 2030 o +1,5 °C až +2,5 °C a zníženie letných zrážok o 5 až 10 %. Z tejto prognózy vyplýva, že distribúcia vody, nielen pre dreviny, sa môže do značnej miery znížiť. Viacerí autori (FOTELLI a kol., 2003, BRÉDA a kol., 2006) uvádzajú, že hoci buk vlastní mechanizmy kontrolujúce vodný deficit, nemožno ho považovať za tolerantnú drevinu voči suchu. Jednou z možných ciest ako zabezpečiť viac vlhky pre dreviny, predovšetkým v počiatočných rastových fázach, je aplikácia pôdnych hydrogélů, resp. hydroabsorbentů. Hydrogély sú retenčné polyméry, ktoré sú schopné absorbovať vodu

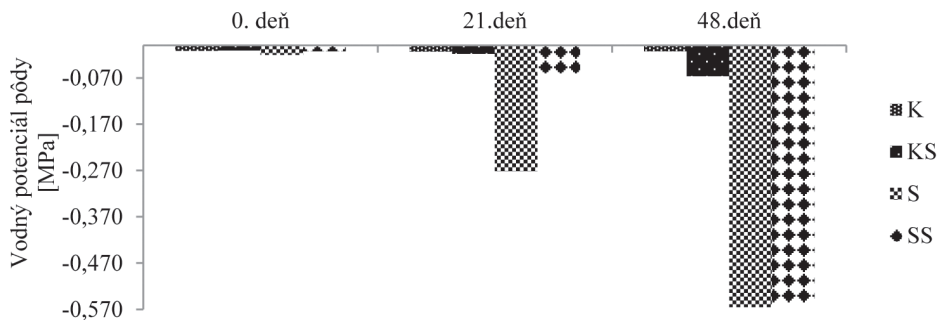
o hmotnosti 100 až 150-krát väčšej ako je ich vlastná hmotnosť. Značná časť tejto absorbovanej vody je následne k dispozícii pre rastliny, takto tieto látky pôsobia ako „vodné nádrže“ v systéme pôda – rastlina – vzduch (BHARDWAJ a kol., 2007). Hydrogély môžeme charakterizovať ako látky, ktorých úlohou je zvyšovať vododržnosť substrátov (CHIRINO a kol., 2011) a tým uľahčovať prežívanie drevín v klimaticky meniacich sa lesných komplexoch (TUČEKOVÁ a kol., 2008). TUČEKOVÁ (2005) charakterizuje hydrogél Stockosorb ako prípravok podporujúci rast rastlín v extrémne suchých podmienkach. Tento prípravok podľa spomínanej autorky funguje ako rezervár vody, ktorý zabezpečuje rovnomernejšiu vlhku substrátov. Pozitívny účinok tohto prípravku na sadenice rôznych druhov drevín v suchom stresovaných podmienkach je prezentovaný v prácach CHIRINA a kol. (2011), HÜTTERMANNA a kol. (1999), SARVAŠA a kol. (2003) a iných.

Naším experimentom sme chceli zistiť do akej miery, a či vôbec, ovplyvní aplikácia Stockosorbu fyziologický stav sadeníc buka lesného v podmienkach s nedostatkom vlahy. Na posúdenie fyziologického stavu jednotlivých sadeníc sme využili parametre rýchlej fázy fluorescencie chlorofylu *a*, nakoľko viaceré publikácie poukazujú na možnosť využitia týchto parametrov pre detekciu zmien vo fotosyntetickom aparáte vplyvom extrémnych faktorov (STRASSER a kol., 2000, FORCE a kol., 2003, ŽIVČÁK a kol., 2008).

2 MATERIÁL A METÓDY

Experimentálny materiál

Experiment bol realizovaný formou nadobového experimentu na ploche Arboréta Borová Hora. Experimentálnym materiálom boli 4 ročné sadenice buka lesného (*Fagus sylvatica* L.). Spolu bolo vysadených 180 sadeníc, tieto sa rozdelili na 4 varianty (po 45 kusov): 1. K – kontrola (pravidelne zavlažovaný variant), 2. KS – kontrola+Stockosorb, 3. S – stres suchom (nezavlažovaný variant), 4. SS – stres suchom + Stockosorb. Sadenice boli pestované na KERA substráte v plastových nádobách, ktorých objem bol cca 7 litrov. Na zlepšenie vododržnosti substrátu bol použitý hydroabsorbent STOCKOSORB®500 Micro (výrobca Stockhausen GmbH & Co. KG, SRN). Účinnou látkou v tomto prípravku je polyakrylamid (93%) s veľkosťou frakcií 0,2–0,8 mm. Aplikovaná dávka Stockosorbu bola 5 gramov/nádobu. Experiment trval takmer tri mesiace, pričom za prvý deň pokusu pokladáme posledný deň rovnakého zavlaženia sadeníc (0.deň). Počas celého experimentu, za účelom posúdenia dosiahnutého stupňa dehydratácie substrátu, bol pravidelne zaznamenávaný jeho vodný potenciál. Na tento účel boli použité sadrové bločky, ktoré sú súčasťou Dataloggerov Microlog SP3 (EMS Brno).



Obrázok 1 Pokles hodnôt vodného potenciálu substrátu v priebehu experimentu pri jednotlivých variantoch zaznamenaný Datalogerom Microlog SP3

Figure 1 The decrease of the water potential of the substrate during experiment for each variant

Meranie parametrov fluorescence chlorofylu *a*

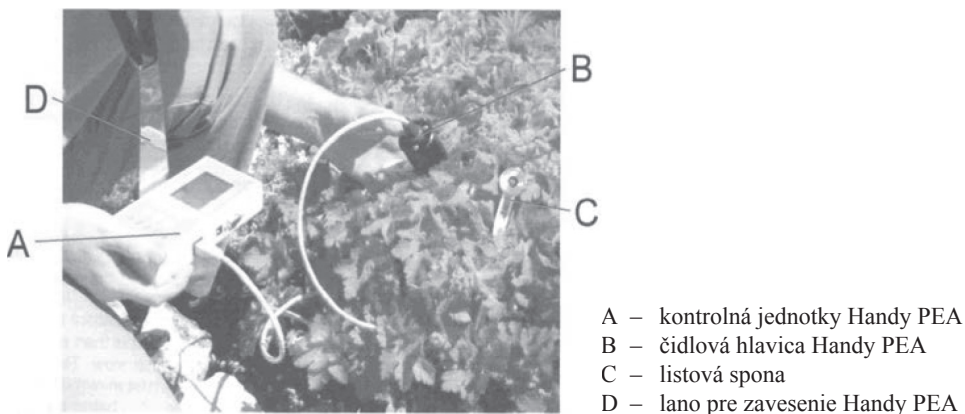
Parametre rýchlej fázy fluorescence chlorofylu *a* (*Fchl a*) boli merané fluorimetrom Handy PEA. Doba zatemnenia vzorky listovou sponou bola 30 min., intenzita saturačného osvetlenia bola $2000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Použitým softvérom na zobrazenie nameraných parametrov bol PEA Plus softvér.

Vyhodnocované boli všeobecné parametre fluorescence:

Fm (maximálna *FChl*): intenzita fluorescence pri zatvorení všetkých reakčných centier fotosystému II (PS II). *Fv* (variabilná *FChl*): fluorescence v stave keď všetky nefotochemické procesy sú v minime. *Fo* (minimálna *FChl*): intenzita fluorescence pri otvorení všetkých reakčných centier PS II. Vyhodnocoval sa tiež pomer variabilnej a minimálnej fluorescence *Fv/Fo*.

Ďalej boli vyhodnocované nasledujúce tzv. „*performance index*“ parametre:

pomer *Fv/Fm*, ktorý udáva silu svetelných reakcií v PS II. Tento parameter je priamo úmerný efektívnosti využitia svetla za normálnych podmienok fixácie CO_2 . Parameter *vj* ako relatívna variabilná fluorescence v 2 ms po ožiarení vzorky. Ďalej parameter *RC/ABS*, ktorý udáva silu koncentrácie aktívnych reakčných centier na anténach chlorofylov a parameter *PI* („*performance index*“), ktorý je ukazovateľom celkovej vitality a výkonnosti fotosyntézy, tento parameter je kalkulovaný z predošlých troch parametrov (*Fv/Fm*, *vj*, *RC/ABS*).



Obrázok 2 Fluorimeter Handy PEA (Hansatech Ltd., Kings Lynn, UK)

Figure 2 Fluorimeter Handy PEA (Hansatech Ltd., Kings Lynn, UK)

Štatistické vyhodnotenie

Vplyv prípravku Stockosorb na parametre fluorescence chlorofylu *a* bol testovaný použitím dvojfaktorovej analýzy variancie (ANOVA). Signifikantnosť rozdielov priemerných hodnôt medzi jednotlivých variantmi bola zisťovaná použitím testu Tukey-Kramer (použitým programom bol SAS).

3 VÝSLEDKY A DISKUSIA

Počas trvania experimentu boli pravidelne zaznamenávané základne meteorologické charakteristiky ako teplota vzduchu [$^{\circ}\text{C}$], globálne žiarenie [$\text{kWh}\cdot\text{m}^{-2}$] a vlhkosť vzduchu [%]. Režim zalievky pri zavlažovaných variantoch bol stanovený bežnými prevádzkovými postupmi arboréta Borová Hora.

Bežné parametre fluorescence chlorofylu *a*

Parametre fluorescence chlorofylu *a* boli merané na začiatku, v strede a na konci experimentu (tabuľka 1, tabuľka 2). V závere pokusu (kedy bol nasimulovaný stres suchom) dosahoval suchý variant bez pridaného Stockosorbu (S) významne nižšie hodnoty všeobecných parametrov *FChl* oproti ostatným variantom. Pri tomto variante dosahoval parameter *Fm* o 16 % nižšie hodnoty, parameter *Fv* o 27 % nižšie hodnoty a parameter *Fv/Fo* o 27 % nižšie hodnoty oproti kontrolnému variantu bez prípravku (K). Pri parametri *Fo* boli hodnoty suchého variantu bez pridaného Stockosorbu (S) naopak o 19 % vyššie oproti kontrolnému (K). Pri suchom stresovanom variante s pridaným Stockosorbom (SS) sa priemerné hodnoty všeobecných parametrov *FChl* významne nelíšili od priemerných hodnôt kontrolných variantov (K a KS).

Tabuľka 1 Priemerné hodnoty a smerodajne odchýlky parametrov Fm, Fo a analýza variancie
Table 1 Average values and standart errors of Fm and Fo parameters and ANOVA

Fm	Deň experimentu			Fo	Deň experimentu		
Variant	0.	21.	48.	Variant	0.	21.	48.
K	1,410±0,017 ^a	1,424±0,019 ^a	1,330±0,030 ^a	K	0,316±0,003 ^a	0,316±0,004 ^a	0,307±0,007 ^a
KS	1,451±0,017 ^a	1,414±0,020 ^a	1,382±0,027 ^a	KS	0,311±0,003 ^a	0,306±0,004 ^a	0,294±0,008 ^a
S	1,571±0,017 ^b	1,521±0,019 ^b	1,115±0,027 ^b	S	0,312±0,003 ^a	0,308±0,003 ^a	0,364±0,007 ^b
SS	1,542±0,017 ^b	1,473±0,019 ^{ab}	1,303±0,026 ^a	SS	0,314±0,003 ^a	0,317±0,003 ^a	0,316±0,007 ^a

Tabuľka 2 Priemerné hodnoty a smerodajne odchýlky parametrov Fv, Fv/Fo a analýza variancie
Table 2 Average values and standart errors of Fv and Fv/Fo parameters and ANOVA

Fv	Deň experimentu			Fv/Fo	Deň experimentu		
Variant	0.	21.	48.	Variant	0.	21.	48.
K	1,094±0,016 ^a	1,108±0,018 ^a	1,022±0,029 ^a	K	3,493±0,047 ^a	3,524±0,053 ^a	3,346±0,106 ^a
KS	1,140±0,016 ^a	1,108±0,018 ^a	1,089±0,029 ^a	KS	3,687±0,047 ^b	3,610±0,054 ^a	3,706±0,108 ^a
S	1,260±0,015 ^b	1,212±0,017 ^b	0,751±0,028 ^b	S	4,053±0,046 ^c	3,952±0,053 ^b	2,430±0,105 ^b
SS	1,228±0,015 ^b	1,156±0,017 ^{ab}	0,987±0,028 ^a	SS	3,916±0,046 ^c	3,679±0,053 ^a	3,364±0,104 ^a

K – kontrolný variant (zavlažovaný), KS – kontrolný variant+Stockosorb, S – suchý variant (nezavlažovaný), SS – suchý variant+Stockosorb. Odlišné písmena v stĺpci naznačujú významnosť rozdielov priemerných hodnôt jednotlivých variantov na hladine $\alpha = 0,05$ (Tukey-Kramer test).

„Performance index“ parametre fluorescencie chlorofylu *a*

Parameter *Fv/Fm* nás ako jedna z troch zložiek, z ktorých je kalkulovaný parameter PI, informuje o rozsahu fotosyntetickej výkonnosti (KMEĽ, 1999) a používa sa k indikácii maximálneho množstva účinnosti PS II.

Variabilita „*performance index*“ parametrov (ktorých hodnoty sú uvedené v tabuľke 3 a 4) bola v závere pokusu väčšia ako variabilita všeobecných parametrov. Najnižšie priemerné hodnoty zisťovaných parametrov v závere pokusu však aj v tomto prípade dosahoval suchý variant bez pridaného Stockosorbu (S). Pri parametre *Fv/Fm* dosiahol tento variant o 31 % nižšie hodnoty oproti kontrole (K) a o 25 % nižšie hodnoty oproti suchému variantu s pridaným Stockosorbom (SS). Podobné rozdiely boli zistené aj pri parametre *RC/ABS* pri ktorom suchý variant bez Stockosorbu (S) dosiahol o 31 % nižšie hodnoty oproti kontrole (K) a o 38 % nižšie hodnoty oproti suchému variantu s pridaným Stockosorbom (SS). Hodnoty parametra *vj* pri suchom variante bez Stockosorbu (S) dosiahli oproti kontrole hodnoty o 33% nižšie. Hodnoty posledného parametra *PI* pri kontrolnom variante bez Stockosorbu (K) a suchom variante bez Stockosorbu (S) sa významne nelíšili. Avšak hodnota tohto parametra pri suchom variante bez Stockosorbu (S) bola významne nižšia oproti kontrolnému variantu so Stockosorbom (KS) a čo je podstatnejšie bola podstatne nižšia oproti suchému variantu so Stockosorbom (SS), kde dosiahla nižšie hodnoty o 46 %.

Tabuľka 3 Priemerné hodnoty a smerodajné odchýlky parametrov Fv/Fm, RC/ABS a analýza variancie

Table 3 Average values and standart errors of Fv/Fm and RC/ABS parameters and ANOVA

Fv/Fm	Deň experimentu			RC/ABS	Deň experimentu		
Variant	0.	21.	48.	Variant	0.	21.	48.
K	0,771±0,004 ^a	0,777±0,003 ^a	0,770±0,017 ^a	K	1,196±0,025 ^a	1,194±0,036 ^a	1,055±0,043 ^a
KS	0,784±0,004 ^{ac}	0,780±0,003 ^a	0,784±0,017 ^a	KS	1,218±0,025 ^{ab}	1,326±0,036 ^a	1,272±0,044 ^c
S	0,802±0,004 ^b	0,797±0,003 ^b	0,528±0,017 ^b	S	1,294±0,024 ^b	1,321±0,035 ^a	0,729±0,042 ^b
SS	0,796±0,004 ^{bc}	0,783±0,003 ^a	0,700±0,017 ^c	SS	1,247±0,024 ^{ab}	1,267±0,036 ^a	1,183±0,043 ^{ac}

Tabuľka 4 Priemerné hodnoty a smerodajné odchýlky parametrov PI, vj a analýza variancie

Table 4 Average values and standart errors of PI and vj parameters and ANOVA

PI	Deň experimentu			vj	Deň experimentu		
Variant	0.	21.	48.	Variant	0.	21.	48.
K	2,628±0,094 ^a	2,542±0,119 ^a	2,058±0,139 ^a	K	0,598±0,005 ^a	0,571±0,008 ^a	0,568±0,014 ^a
KS	2,803±0,093 ^a	2,900±0,121 ^{ab}	3,013±0,140 ^b	KS	0,603±0,005 ^a	0,591±0,008 ^a	0,614±0,014 ^a
S	3,186±0,091 ^b	3,160±0,117 ^b	1,580±0,136 ^a	S	0,598±0,004 ^a	0,584±0,008 ^a	0,381±0,014 ^b
SS	2,950±0,091 ^{ab}	2,845±0,118 ^{ab}	2,948±0,138 ^b	SS	0,590±0,005 ^a	0,576±0,008 ^a	0,616±0,014 ^a

K – kontrolný variant (zavlažovaný), KS – kontrolný variant+Stockosorb, S – suchý variant (nezavlažovaný), SS – suchý variant+Stockosorb. Odlišné písmena v stĺpci naznačujú významnosť rozdielov priemerných hodnôt jednotlivých variantov na hladine $\alpha = 0,05$ (Tukey-Kramer test).

Parameter PI, ako ukazovateľ celkovej výkonnosti fotosyntézy, vyjadruje zmeny energetických kaskád a popisuje silu oxidačno-redukčných reakcií v biochemických systémoch (Hansatech Instruments, Handy PEA, 2006). Tento parameter sa vo viacerých štúdiách a pri rozličných rastlinách javí ako parameter citlivý k väčšine stresových situácií (STRASSER a kol., 2000, ŽIVČÁK a kol., 2008), čo sa potvrdilo aj v našom experimente. SARVAŠ a TUČEKOVÁ (2003) uvádzajú priaznivý vplyv hydrogélu Stockosorb v kombinácii s tekutým pôdnym kondicionérom BactoFil, ktorý sa prejavil tiež pri výsadbách smreka. V ich experimente sa zlepšili rastové parametre (výška nadzemnej časti, hrúbka koreňového kŕčka) a rozvoj koreňového systému. Podobné výsledky a pozitívny vplyv Stockosorbu v kombinácii s ektomykoríznymi hubami (*Paxillus involutus*) na prežívanie bukových sadeníc publikoval vo svojej práci aj BENIWAL a kol. (2011), ktorý vo svojom experimente exponoval koreňové systémy sadeníc počas rôznej doby na vzduchu.

4 ZÁVER

Ako sme už spomínali v úvode pozitívny účinok tohto prípravku bol preukázaný viacerými autormi. Väčšina z nich sa zameriavala na rastové a koreňové parametre sadeníc, hmotnosť sušiny a ich prežívanie. V našej práci opisujeme vplyv Stockosorbu predovšetkým na fyziologické charakteristiky sadeníc. Z výsledkov teda vyplýva, že parametre fluorescencie chlorofylu *a*, dosiahli pri suchom stresovanom variante lepšie

hodnoty pri variante s aplikovaným Stockosorbom®Micro (SS), v porovnaní s nezavlažovaným variantom bez aplikovaného prípravku (S). Na základe dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať, že použitie Stockosorbu®Micro zlepšuje parametre fluorescence chlorofylu *a* v podmienkach s nedostatkom vlhky.

Pod'akovanie

„Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja“.

Použitá literatúra

- BENIWAŁ, R., S., HOODA, M., S., POLLE, A., 2011: Amelioration of planting stress by soil amendment with a hydrogel-mycorrhiza mixture for early establishment of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. *Annals of Forest Science* 68: 803–810.
- BHARDWAJ, A. K., SHAINBERG, I., GOLDSTEIN, D., WARRINGTON, D. N., LEVY, G. J., 2007: Water retention and hydraulic of cross-linked polyacrylamides in sandy soils. *Soil Science Society of America Journal* 71: 406–412.
- BREDA, N., HUC, R., GRANIER, A., DREYER, E., 2006: Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625–644.
- FORCE, L., CRITCHLEY, C., VAN RENSEN, J. J. S., 2003: New fluorescence parameters for monitoring photosynthesis in plants. *Photosynthesis Research* 78: 17–33.
- FOTELLI, M. N., RENNENBERG, H., HOLST, T., MAYER, H., GEBLER, A., 2003: Carbon isotope composition of various tissues of beech (*Fagus sylvatica*) regeneration is indicative of recent environmental conditions within the forest understorey. *New Phytologist* 159: 229–244.
- Hansatech Instruments, Handy PEA, 2006, England, 85 p.
- HÜTTERMANN, A., ZOMMORODI, M., REISE, K., 1999: Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of *Pinus halepensis* seedlings subjected to drought. *Soil & Tillage Research* 50: 295–304.
- CHIRINO, E., VILAGROSA, A., VALLEJO, V. R., 2011: Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration. *Plant Soil* 344: 99–110.
- KMEŤ, J., 1999: Fluorescencia chlorofylu ako indikátor stresového zaťaženia drevín a jej aplikácia v lesníctve. Vedecké štúdie, TUZV, Zvolen, 67 s.
- LAPIN, M., 2006: New challenges, new demands and new methods in climate change scenarious design. In: Climatic Change-Forest Ecosystems & Landscape. Proceedings from the international scientific conference and JRC workshop Zvolen-Sielnica 19–22 October 2005. Zvolen, 7–11.
- SARVAŠ, M., 2003: Effect of desiccation on the root system of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) seedlings and a possibility of using hydrogel STOCKOSORB® for its protection. *Journal of Forest Science* 49: 531–536.
- SARVAŠ, M., TUČEKOVÁ, A., 2003: Aplikácia hydrogélův radu STOCKOSORB® v škôlkárskej praxi. *Zprávy lesníckeho výzkumu* 2–3: 70–74.
- STRASSER, R. J., SRIVASTAVA, A., TSIMILLI-MICHAEL, M., 2000: The fluorescence transient as a tool to characterise and screen photosynthetic samples. *Probing Photosynthesis Mechanisms, Regulation and Adaptation* 25: 445–483.
- TUČEKOVÁ, A., HALÁK, A., 2005: Výskum účinnosti vododržných materiálov a pôdneho kondicionéra BactoFil®B v umelej obnove imisných holín OZ Čadca. Výskumná správa, LVÚ Zvolen, 22 s.
- TUČEKOVÁ, A., HALÁK, A., SLAMKA, M., 2008: Hydrogély v umelej obnove. *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 54: 347–369.

Adresa autorov:

Ing. Miroslava Macková

doc. Ing. Jaroslav Kmeť, PhD.

Katedra fytológie

Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolen

SR

e-mail: miroslava.mackova@tuzvo.sk

jaroslav.kmet@tuzvo.sk

Parametre fluorescence chlorofylu *a* sadeníc buka lesného (*Fagus sylvatica* L.) v podmienkach sucha pri aplikovaní hydrogélú Stockosorb®Micro

Abstrakt

V práci bol zisťovaný vplyv hydrogélú Stockosorb®Micro na fyziologický stav sadeníc buka lesného (*Fagus sylvatica* L.). Tieto sadenice boli pestované v rôznom režime zavlažovania a takto rozdelené na 4 varianty (kontrola, kontrola+Stockosorb, sucho, sucho + Stockosorb). Na vyhodnotenie fyziologického stavu týchto variant sme použili parametre rýchlej fázy fluorescence chlorofylu *a*. Vyhodnocované boli jednak všeobecné ale aj tzv. „performance index“ parametre fluorescence. Z výsledkov vyplýva, že aplikáciou hydroabsorbenta Stockosorb si suchom stresované sadenice udržali významne lepšie hodnoty sledovaných parametrov oproti variantu bez Stockosorbu.

Kľúčové slová: *Fagus sylvatica*, hydrogél, sucho, fluorescencia chlorofylu *a*

SPEKTRÁLNA CHARAKTERISTIKA EXTRAKTÍVNYCH LÁTKOK DREVA TOPOĽA OSIKOVÉHO *POPULUS TREMULA* L.

Eva VÝBOHOVÁ

Výbohová, E., **Spectroscopic characterization of extractives from Aspen poplar (*Populus tremula* L.) wood**. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 81–89, 2013.

Although the extractives are a minor component of wood, they have an important influence on wood properties. In this work the content of extractives in 40 years old Aspen poplar (*Populus tremula* L.) wood was determined by ethanol-toluene and hot-water extraction. Spectroscopic characterization of these extracts was carried out by using ATR-FTIR spectroscopy. The FTIR spectrum of ethanol-toluene extract indicated the presence of fatty acids, esters and sterols, and the FTIR spectrum of hot-water extract indicated the presence of carbohydrate and phenolic substances.

Key words: FTIR spectroscopy, extractives, Aspen poplar, wood

ÚVOD

Extraktívne (akcesorické) látky sú sprievodné komponenty dreva, ktoré ovplyvňujú jeho farbu, vôňu, toxicitu a prirodzenú trvácnosť. Kvalitatívne zloženie a kvantitatívny podiel týchto sprievodných látok v dreve závisia od viacerých faktorov. Jedným z najdôležitejších faktorov je druh dreviny. U drevín mierneho pásma predstavujú extraktívne látky 1 až 5 % suchej substancie dreva, v tropických drevinách môže byť ich obsah dokonca až 40 %. Rozdiely možno pozorovať aj medzi extraktívnymi látkami listnatých a ihličnatých drevín, pričom ich obsah v listnatých drevinách je nižší (FERNANDEZ *et al.* 2002, SYOFUNA *et al.* 2012).

Ďalšími dôležitými faktormi sú makro- a mikrolokalizácia extraktívnych látok v dreve. Ich obsah je podstatne vyšší vo vetvách, koreňoch, jadre, kôre, asimilačných orgánoch a poškodených miestach. Pozdĺž kmeňa možno tiež pozorovať rozdiely, pričom extraktívne látky sú viac lokalizované v prízemnej časti kmeňa. Čo sa týka mikrolokalizácie v dreve, väčšia časť extraktívnych látok sa vyskytuje v parenchýme a v epiteliálnych bunkách živých kanálikov, menej v lúmenoch buniek a v bunkových stenách vlákien a tracheíd. Podľa druhu buniek sa mení aj ich zloženie, napr. parenchymatické bunky obsahujú aj tuky a niektoré glukány, kým v epiteliálnych bunkách sa nachádzajú vo väčšom množstve živé kyseliny (HON, SHIRAISHI 2001, SOLÁR 2001, REINPRECHT 1996, LATORRACA 2011, PRINSEN *et al.* 2012).

Na obsah extraktívnych látok má vplyv aj vek dreviny, s narastajúcim vekom sa ich obsah v dreve zvyšuje. Ďalším pozoruhodným faktorom je proveniencia dreviny a podmienky rastu stromu. Kvantitatívny obsah aj kvalitatívne zloženie extraktívnych látok výrazne závisí aj od ročného obdobia, v ktorom sa drevo vyťažilo. V literatúre BLAŽEJ a KOŠÍK (1985) uvádzajú, že v dreve vyťaženom v letnom období bol pozorovaný menší obsah extraktívnych látok rozpustných v éteri než v zime. Voľné kyseliny a nezmyditeľné zložky tvorili vyšší podiel extraktu v lete, podiel neutrálnych zložiek bol naopak vyšší v zimnom období.

V extraktoch dreva sú zastúpené viaceré skupiny látok lišiacich sa svojou štruktúrou aj chemickými vlastnosťami. Jednotlivé skupiny extraktívnych látok sa najčastejšie rozdeľujú podľa polarít, a tým dominantnej rozpustnosti v rozpúšťadlách určitej polarít. V analytickej chémii dreva sa praktizuje predovšetkým horúcovodná extrakcia a extrakcia zmesou toluén-etanol. Do vodného extraktu prechádzajú polárne zlúčeniny a do toluén-etanolového extraktu nepolárne a stredne polárne zlúčeniny. Z hľadiska chemickej štruktúry sú v extraktívnych látkach dreva zastúpené masťné a živíčné kyseliny, tuky, vosky, terpény, terpenoidy, steroly a sterolestery, látky fenolickej povahy, lignany, monosacharidy, oligosacharidy, fragmenty polysacharidov, cukorné alkoholy, cyklitoly, fenoly, polyfenoly, soli organických a anorganických kyselín, organické kyseliny, aminokyseliny a niektoré vitamíny. Jednotlivé skupiny extraktívnych látok ovplyvňujú vlastnosti dreva rozdielne. Triesloviny a ostatné polyfenoly, terpény, stilbény, niektoré glykozidy, vosky a tuky zvyšujú odolnosť dreva voči biotickému poškodeniu, či už svojou toxicitou alebo hydrofóbnosťou. Na druhej strane sacharidy, cukorné alkoholy, rozpustné nízkomolekulové frakcie polysacharidov, proteíny, vitamíny a soli organických kyselín sú buď metabolitmi alebo zásobnými látkami a keďže majú vlastnosti substrátu, stabilitu dreva voči biotickým vplyvom môžu znižovať. Extraktívne látky určujú a ovplyvňujú aj osobitné vlastnosti dreva, ako napr. stálosť na svetle, ľahkú zápalnosť, hygroskopickosť či priepustnosť tekutín a plynov (BUČKO 2001, KAČÍK, SOLÁR 1999, SOLÁR 2001, GUTIÉRREZ *et al.* 1999).

Extraktívne látky zohrávajú významnú úlohu aj v procese spracovania dreva, hlavne v chemických procesoch. Z tohto pohľadu je dôležité poznať predovšetkým kvalitatívne zloženie extraktívnych látok v drevnej surovine (SITHOLE, ALLEN 2003, SHEBANI *et al.* 2008, NAZERIAN *et al.* 2011).

Jednou z vhodných metód na kvalitatívnu analýzu extraktívnych látok dreva je infračervená spektroskopia s fourierovou transformáciou (FTIR), pomocou ktorej možno za pomerne krátky čas identifikovať funkčné skupiny extraktívnych látok, ktoré sú prítomné vo vzorke (AJUONG, REDINGTON 2004, SUN, TOMKINSON 2002, SUN, SUN 2003).

Cieľom práce bolo stanovenie a spektrálna analýza horúcovodného a toluén-etanolového extraktu z dreva topoľa osikového (*Populus tremula* L.).

MATERIÁL A METÓDY

Vzorka dreva topoľa osikového (*Populus tremula* L.), ktorá bola použitá na experiment, pochádza z lokality Vysokoškolského lesníckeho podniku pri TU vo Zvolene. Drevo bolo vyťažené v mesiaci jún. Vek dreviny bol stanovený vizuálnym odčítaním počtu ročných kruhov na 40 rokov. Z kmeňového dreva s priemerom 18 cm bol odpílený výrez (kotúč) o výške 2,5 cm. Z tohto výrezu sa pripravil 2,5 cm široký pás, ktorý prechádzal stredom priečneho rezu a boli v ňom zastúpené zóny bele aj jadra. Vzorka bola dezintegrovaná na piliny a na extrakciu bola použitá frakcia pilín 0,5–1,0 mm.

Za účelom kvantifikácie obsahu extraktívnych látok v dreve topoľa osikového boli uskutočnené extrakcie dvomi rozpúšťadlami rôznej polarity, a to horúcou vodou a zmesou toluén – etanol (1 : 2). Horúcovodná extrakcia bola uskutočnená podľa D 1110-84 a extrakcia zmesou toluén a etanol (1 : 2) podľa D 1107-96. Bol stanovený kvantitatívny podiel extraktívnych látok rozpustných v oboch použitých rozpúšťadlách a získané extrakty boli za účelom kvalitatívnej charakterizácie podrobené spektrálnej analýze metódou ATR–FTIR. Na experiment bol použitý prístroj Nicolet iS 10 (Thermo Scientific). Vzorka bola analyzovaná na podložke z kryštalickeho ZnSe. Získané absorpčné spektrum bolo vyhodnocované spektroskopickým softvérom OMNIC 8.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

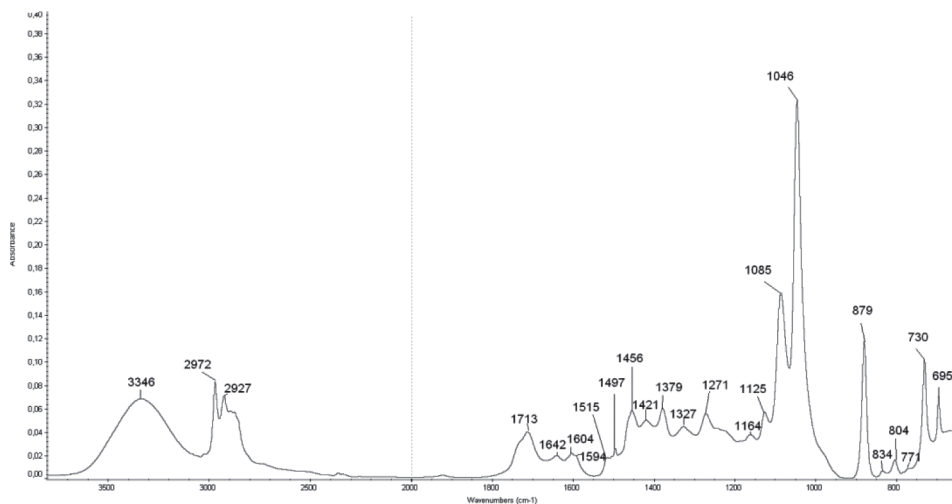
Vo vzorke dreva topoľa osikového bol stanovený 3,66 % podiel extraktívnych látok rozpustných v zmesi toluén-etanol a 1,27 % podiel extraktívnych látok rozpustných v horúcej vode. Z uvedených výsledkov vyplýva, že obsah nepolárnych a stredne polárnych extraktívnych látok je vyšší než polárnych. Podobné výsledky uvádzajú aj autori KAČÍK a LAUROVÁ (2008), ktorí skúmali obsah lipofilných extraktívnych látok v rôznych listnatých drevinách.

Získané extrakty boli ďalej podrobené spektrálnej analýze metódou ATR-FTIR. V nameraných spektrách boli identifikované jednotlivé funkčné skupiny prítomných extraktívnych látok.

Interpretácia FTIR spektra toluén – etanolového extraktu z dreva topoľa osikového

Do toluén – etanolovej zmesi sa extrahujú z dreva nepolárne a stredne polárne sprievodné látky, ako sú masťné kyseliny, tuky, vosky, živice, terpény a fytosteroly.

Namerané FTIR spektrum je znázornené na obr. 1.



Obr. 1 FTIR spektrum toluén-etanolového extraktu z dreva topol'a osikového

Fig. 1 FTIR spectrum of ethanol-toluene extract of Aspen poplar wood

V spektre toluén-etanolového extraktu z dreva topol'a osikového možno identifikovať absorpčné pásy v oblasti charakteristických skupinových vibrácií ($4\,000\text{--}1\,500\text{ cm}^{-1}$), ako aj v oblasti „odtláčkov prstov“ ($1\,800\text{--}600\text{ cm}^{-1}$).

V oblasti ($3\,700\text{--}3\,050\text{ cm}^{-1}$) sa nachádza široký stredne silný absorpčný pás s maximom pri $3\,346\text{ cm}^{-1}$, ktorý sa priradzuje vibráciám intermolekulárnych hydroxylových --OH skupín, ktoré sú prítomné v steroloch, mastných a živých kyselinách a tiež v mono- a diglyceridoch. Oblast $2\,980\text{--}2\,840\text{ cm}^{-1}$ je charakteristická pre vibrácie vodíkového atómu k sp^3 atómu uhlíka. Absorpčné pásy v tejto oblasti ($2\,972\text{ cm}^{-1}$ a $2\,927\text{ cm}^{-1}$) prislúchajú symetrickým a asymetrickým valenčným vibráciám --CH_3 a --CH_2 funkčných skupín extraktívnych látok (PANDEY 2005, AJUONG, REDINGTON 2004, SUN, SUN 2003, MILATA *et al.* 2008).

Použitím spektroskopického softvéru bol matematickou operáciou získaný model prekrývajúcich sa pásov v oblasti $1\,800\text{--}1\,550\text{ cm}^{-1}$. Najvyššiu intenzitu zo získaných pásov má absorpčný pás pri $1\,736\text{ cm}^{-1}$, ktorý prislúcha karbonylovej funkčnej skupine esterov. Tieto môžu pochádzať z triglyceridov, sterol esterov alebo voskov. Absorpčný pás pri $1\,713\text{ cm}^{-1}$ je vyvolaný valenčnými vibráciami v (C=O) v karboxylových kyselinách, ktoré sa v extrakte nachádzajú predovšetkým vo forme mastných kyselín, ale aj živých kyselín a aminokyselín. Vlnočty pásov v (C=O) sú spolu s vlnočtami v (O--H) karboxylových funkčných skupín charakteristickými vlnočtami karboxylových kyselín. Pás v (C=O) karbonylovej skupiny nasýtených karboxylových kyselín sa nachádza v oblasti $1\,700$ až $1\,725\text{ cm}^{-1}$, nenasýtené a aromatické kyseliny absorbujú v oblasti $1\,680$ až $1\,715\text{ cm}^{-1}$. V kvapalnom alebo tuhom stave existujú karboxylové kyseliny vo forme

dimérov alebo trimérov v dôsledku prítomnosti vodíkových väzieb (MILATA, SEGEA 2007, HORÁK, PAPOUŠEK 1976).

Absorpčný pás pri vlnočte $1\,642\text{ cm}^{-1}$ je spôsobený valenčnými vibráciami dvojitých väzieb v ($\text{C}=\text{C}$) a dýchacími vibráciami benzenového kruhu alebo valenčnými vibráciami $\text{C}=\text{O}$ konjugovaných kyselín. Dvojité väzby $\text{C}=\text{C}$ sa v extraktoch dreva nachádzajú v nenasýtených masných kyselinách (napr. linoleová alebo olejová), v ich esteroch ako aj steroloch. Na prítomnosť aromatických zlúčenín vo vzorke poukazujú aj absorpčné pásy pri $1\,600$ a $1\,500\text{ cm}^{-1}$, ktoré zodpovedajú valenčným vibráciám aromatického kruhu. Pás pri $1\,600\text{ cm}^{-1}$ je rozštiepený na dublet, s maximami pri $1\,604$ a $1\,594\text{ cm}^{-1}$. Aromatické zlúčeniny vykazujú aj ďalšie pásy, a to v oblasti $1\,000$ až 700 cm^{-1} , ktoré sú užitočnejšie z hľadiska ich identifikácie. Absorpčný pás pri $1\,515\text{ cm}^{-1}$ zodpovedá skeletálnym vibráciám $\text{C}-\text{C}$ v cyklických a aromatických zlúčeninách. Absorpčné pásy pri $1\,456\text{ cm}^{-1}$ a $1\,379\text{ cm}^{-1}$ sú spôsobené deformačnými vibráciami $\text{C}-\text{H}$ v $-\text{CH}_2$ a $-\text{CH}_3$ skupinách (AJUONG, REDINGTON 2004, SUN, TOMKINSON 2002).

Pri vlnočtoch $1\,421\text{ cm}^{-1}$ a $1\,327\text{ cm}^{-1}$ sa nachádzajú absorpčné pásy vyvolané rovinnými deformačnými vibráciami $-\text{OH}$ skupiny v primárnych a sekundárnych alkoholoch (AJUONG, REDINGTON 2004).

Absorpčný pás pri vlnočte $1\,271\text{ cm}^{-1}$ je ďalším prejavom prítomnosti karboxylových kyselín v analyzovanej vzorke. Môže byť vyvolaný interakciou valenčných vibrácií $\text{C}-\text{O}$ a rovinných deformačných vibrácií $\text{C}-\text{OH}$ vo funkčných skupinách karboxylových kyselín. V spektre sa nachádzajú aj pásy $\nu(\text{C}-\text{O})$ esterov, a to pri $1\,234\text{ cm}^{-1}$ a $1\,164\text{ cm}^{-1}$. Estery α , β -nenasýtených kyselín a estery aromatických kyselín majú na spektrách dva absorpčné pásy: v oblasti $1\,200$ až $1\,310\text{ cm}^{-1}$ a v oblasti $1\,100$ až $1\,180\text{ cm}^{-1}$ (MILATA *et al.* 2008, SUN, TOMKINSON 2002).

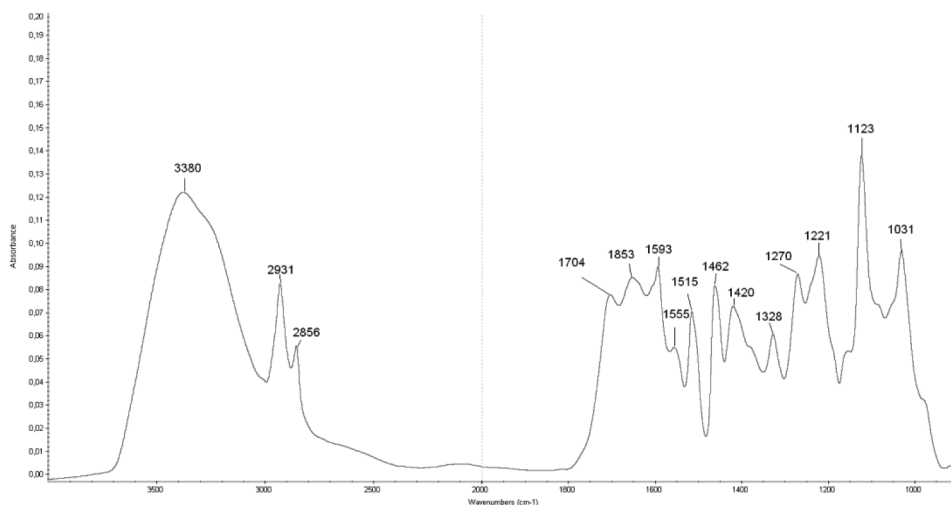
Absorpčný pás pri $1\,125\text{ cm}^{-1}$ môže byť vyvolaný alifatickými asymetrickými vibráciami $\text{C}-\text{O}-\text{C}$ alebo valenčnými vibráciami $\text{C}-\text{C}$. Pri vlnočte $1\,085\text{ cm}^{-1}$ sa nachádza absorpčný pás spôsobený valenčnými vibráciami $\text{C}-\text{O}$ primárnych a sekundárnych alkoholov. Najintenzívnejším pásom ATR-FTIR spektra toluén-etanolového extraktu topoľového dreva sa javí absorpčný pás pri $1\,046\text{ cm}^{-1}$. Tento pás sa priraduje symetrickým valenčným vibráciám väzieb $\text{C}-\text{O}-\text{C}$ (AJUONG, REDINGTON 2004, MILATA *et al.* 2008, SUN, SUN 2001).

V oblasti nižších vlnočtov možno pozorovať tri intenzívne absorpčné pásy. Absorpčný pás pri 879 cm^{-1} prislúcha mimorovinným deformačným vibráciám väzby $\text{C}-\text{H}$, pás pri 730 cm^{-1} rovinným kyvadlovým deformačným vibráciám CH_2 v nerozvetvených reťazcoch lipidov a pás pri 695 cm^{-1} mimorovinným deformačným vibráciám $\text{C}=\text{C}$ väzby aromatických zlúčenín (AJUONG, REDINGTON 2004, SUN, TOMKINSON 2002).

Interpretácia FTIR spektra horúcovodného extraktu dreva topoľa osikového

Extrakciou horúcou vodou sa z dreva izolujú polárne extraktívne látky, ako sú monosacharidy, oligosacharidy, fragmenty polysacharidov, cukorné alkoholy, cykklitoly,

fenoly, polyfenoly, soli organických a anorganických kyselín, organické kyseliny, aminokyseliny a niektoré vitamíny. FTIR spektrum horúcovodného extraktu dreva topoľa osikového je zobrazený na obr. 2.



Obr. 2 FTIR spektrum horúcovodného extraktu z dreva topoľa osikového

Fig. 2 FTIR spectrum of hot-water extract of Aspen poplar wood

V oblasti charakteristických skupinových vibrácií dominuje široký intenzívny absorpčný pás pri vlnočte 3380 cm^{-1} , ktorý sa priradzuje hydroxylovým --OH skupinám a vodíkovým väzbám. Ďalšie absorpčné pásy v tejto oblasti sa nachádzajú pri 2931 a 2856 cm^{-1} a sú vyvolané symetrickými a asymetrickými valenčnými vibráciami --CH_3 a --CH_2 skupín (MILATA *et al.* 2008).

V oblasti „odtlakov prstov“ sa prejavujú valenčné a deformačné vibrácie polyatómového skeletálneho systému, ktoré možno využiť na dôkaz celej štruktúry molekuly. Pri vlnočte 1704 cm^{-1} sa nachádza stredne intenzívny absorpčný pás, ktorý je spôsobený valenčnými vibráciami nekonjugovaných C=O a --OH skupín v karbonyloch a acetálových skupinách hemicelulóz. Dôkazom prítomnosti karbonylových zlúčenín je aj stredne intenzívny pás pri 1653 cm^{-1} , ktorý je spôsobený valenčnými vibráciami C=O . Pri vlnočtoch 1593 cm^{-1} a 1515 cm^{-1} možno pozorovať absorpčné pásy prislúchajúce aromatickým zlúčeninám. Absorpčný pás pri 1555 cm^{-1} je vyvolaný vibráciami N--H skupiny, ktoré sú charakteristické pre aminokyseliny (AJUONG, REDINGTON 2004, MILATA *et al.* 2008).

V oblasti „odtlakov prstov“ sa nachádzajú aj stredne intenzívne absorpčné pásy spôsobené valenčnými vibráciami C--C , C--H a C--O väzieb (1462 cm^{-1} , 1420 cm^{-1} a 1270 cm^{-1}). Väzby C--OH a C--O v primárnych a sekundárnych alkoholoch alebo nižších sacharidoch sa prejavujú absorpčným pásom pri vlnočte 1328 cm^{-1} . Pri 1221 cm^{-1} sa nachádza absorpčný pás vyvolaný deformačnými vibráciami C--O väzby v karboxylových

kyselinách. Intenzívny absorpčný pás s vlnčtom $1\,123\text{ cm}^{-1}$ je spôsobený valenčnou vibráciou väzby C–O a absorpčný pás pri $1\,031\text{ cm}^{-1}$ môže byť vyvolaný esterami primárnych alkoholov alebo anhydridov s nekonjugovaným nerozvetveným reťazcom (AJUONG, REDINGTON 2004, MILATA *et al.* 2008).

ZÁVER

V dreve topoľa osikového (*Populus tremula* L.) bol stanovený takmer trojnásobne vyšší obsah nepolárnych a stredne polárnych extraktívnych látok izolovaných extrakciou zmesou toluén-etanol oproti obsahu polárnych extraktívnych látok izolovaných horúcou vodou.

Spektrálnou analýzou ATR-FTIR pripravených extraktov boli identifikované funkčné skupiny a časti molekúl vo vzorke, čím sa získal prehľad o štruktúre zlúčenín a zastúpení jednotlivých skupín extraktívnych látok v dreve.

Porovnaním spektrálnych záznamov možno konštatovať vyšší podiel aromatických zlúčenín v horúcovodnom extrakte, kde sú prítomné vo forme fenolických látok. V toluén-etanolovom extrakte sa aromatické zlúčeniny vyskytujú vo forme sterolov a sterolesterov. Ďalšou skupinou zlúčenín identifikovaných v horúcovodnom extrakte boli nižšie sacharidy, resp. fragmenty polysacharidov pochádzajúce z hemicelulózy. FTIR spektrum toluén-etanolového extraktu poukazuje okrem aromatických zlúčenín aj na prítomnosť karboxylových kyselín a ich esterov.

Uvedené informácie prispievajú k poznatkom o chemickom zložení topoľového dreva, ktoré podmieňuje jeho vlastnosti. Možno ich využiť aj pri posudzovaní vhodnosti použitia dreva topoľa osikového ako materiálu na ďalšie spracovanie.

PodĎakovanie

„Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja“.

Literatúra

- ASTM STANDARD D 1107-96. Standard test method for ethanol toluene solubility of wood (1998).
ASTM STANDARD D 1110-84. Standard test methods for water solubility of wood (2001).
AJUONG, E.-M.A., REDINGTON, M. 2004: Fourier transform infrared analyses of bog and modern oak wood extractives. In: Wood Sci Technol 38, pp.181–19.
BLAŽEJ, A., KOŠÍK, M. 1985. Fytomasa ako chemická surovina. Bratislava : VEDA, 1985. 404 s.
BUČKO, J. 2001: Chemické spracúvanie dreva v teórii a praxi. Vysokoškolská učebnica. 2. vydanie. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2001. 427 s. ISBN 80-228-1089-4.
FERNANDEZ, M., BREUIL, C., WATSON, P. 2002. Natural clonal variation of wood extractives in *Populus tremuloides*. In: Canadian Journal of Forest Research, 2002; 32, 7; 1192–1199.
GUTIÉRREZ, A., DEL RIO, J.C., GONZÁLEZ-VILA, J., MARTÍN, F. 1999. Chemical composition of lipophilic extractives from *Eucalyptus globulus* Labill. Wood. In: Holzforschung, 53, 1999. pp. 481–486.

- HON, D. N. S., SHIRAISHI, N. 2001. Wood and cellulosic chemistry. New York : Marcel Dekker, Inc., 2001. 914 p. ISBN 0-8247-0024-4.
- HORÁK, M., PAPOUŠEK, D. 1976: Infračervená spektra a struktura molekul. Praha: Academia, 1976. 836 s.
- KACÍK, F., LAUROVÁ, M. 2008: Analýza lipofilných extraktívnych látok v listnatých drevinách. In: Acta facultatis xylogologiae Zvolen: vedecký časopis Drevárskej fakulty. – Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. – ISSN 1336-3824. – Roč. 50, č. 2 (2008), s. 29–35.
- KACÍK, F., SOLÁR, R. 1999: Analytická chémia dreva. Technická univerzita vo Zvolene, 1999. ISBN 80-228-0882-0.
- LATORRACA, J. V. F., DUNISCH, O., KOCH, G. 2011: Chemical composition and natural durability of juvenile and mature heartwood of Robinia pseudoacacia L. In: An. Acad. Bras. Cienc. [online]. 2011, vol. 83, n.3, pp.1059–1068. ISSN 0001-3765.
- MILATA, V., SEGEA, P. 2007: Vybrané metódy molekulovej spektroskopie. Bratislava: Slovenská technická univerzita, 2007. 413 s. ISBN 978-80-227-2618-4.
- MILATA, V., SEGEA, P., BREZOVÁ, V., GATIAL, A., KOVÁČIK, V., MIGLIERINI, M., STANKOVSKÝ, Š., ŠÍMA, J. 2008: Aplikovaná molekulová spektroskopia. Bratislava: Slovenská technická univerzita, 600 s. ISBN 978-80-227-2960-4.
- NAZERIAN, M., GOZALI, E., GHALEHNO M.D. 2011: The influence of wood extractives and additives on the hydration kinetics of cement paste and cement-bonded particleboard. In: J. Applied Sci., 11. pp. 2186–2192.
- PANDEY, K.K. 2005: Study of effect of photo-irradiation on surface chemistry of wood. Polymer Degradation and Stability 90 (1), pp. 9–20.
- PRINSEN, P., GUTIÉRREZ, A., RENCORET, J., NIETO, L., JIMÉNEZ-BARBERO, J., BURNET, A., PETIT-CONIL, M., COLODETTE, J. L., MARTÍNEZ, Á. T., DEL RÍO, J. C. 2012: Morphological characteristics and composition of lipophilic extractives and lignin in Brazilian woods from different eucalypt hybrids. In: Industrial Crops and Products 36 (2012), pp. 572–583.
- REINPRECHT, L. 1996. Procesy degradácie dreva. 1. vydanie. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 1996. 150 s.
- SHEBANI A.N., VAN REENEN A.J., MEINCKEN M. 2008: The effect of wood extractives on the thermal stability of different wood species. In: Thermochimica Acta 471 (2008), pp. 43–50.
- SITHOLE, B. B., ALLEN, L. The effects of wood extractives. [online] [citované 10. jún 2003]. Dostupné na: <http://www.tappsa.co.za/html/the_effects_of_wood_extractive.html>
- SOLÁR, R. 2001: Chémia dreva. Vydanie I. Technická univerzita vo Zvolene, 2001. 101 s. ISBN 80-228-1007-X.
- SUN, R. C., SUN, X. F. 2001: Identification and quantitation of lipophilic extractives from wheat straw. In: Industrial Crops and Products, Vol. 14 (1), pp. 51–64.
- SUN, R. C., TOMKINSON, J. 2002: Comparative study of organic solvent-soluble and water-soluble lipophilic extractives from wheat straw 2: spectroscopic and thermal analysis. In: J Wood Sci 48, pp. 222–226.
- SUN, X. F., SUN, R. C. 2003: Spectroscopic characterization of extractives isolated with MTBE from straws. In: TAPPI Journal, Vol. 2, No. 11, pp. 23–26.
- SYOFUNA, A., BANANA, A.Y., NAKABONGE, G. 2012: Efficiency of natural wood extractives as wood preservatives against termite attack. Maderas, Cienc. tecnol. [online]. 2012, vol.14, n.2, pp. 155–163. ISSN 0718-221X.
-

Adresa autora:

Ing. Eva Výbohová, PhD.

Katedra chémie a chemických technológií

Drevárska fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolene

e-mail: vybohova@tuzvo.sk

Spektrálna charakteristika extraktívnych látok dreva topoľa osikového (*Populus tremula* L.)

Abstrakt

Napriek tomu, že sú extraktívne látky minoritnou zložkou dreva, výrazne ovplyvňujú jeho vlastnosti. V tejto práci bol stanovený podiel extraktívnych látok v dreve 40-ročného topoľa osikového (*Populus tremula* L.) extrakciou zmesou toluén-etanolu a horúcou vodou. Metódou ATR-FTIR spektroskopie bola vykonaná spektrálna charakterizácia získaných extraktov. FTIR spektrum toluén-etanolového extraktu dokazuje prítomnosť mastných kyselín, esterov a sterolov a FTIR spektrum horúcovodného extraktu dokazuje prítomnosť sacharidických a fenolických zlúčenín.

Kľúčové slová: FTIR, topoľ osikový, extraktívne látky, drevo

GENETICKÁ DIVERZITA A DIFERENCIÁCIA POPULÁCIÍ DIVIAKA (*SUS SCROFA* L.) V KARPATOCH

Ladislav PAULE – Ivana ROMŠÁKOVÁ –
– Diana KRAJMEROVÁ – Dušan GÖMÖRY –
– Pavel HELL † – Ovidiu IONESCU

Paule, L., Romšáková, I., Krajmerová, D., Gömöry, D., Hell, P., Ionescu, O.: Genetic diversity and differentiation of wild boar (*Sus scrofa* L.) populations in the Carpathians. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen, 55(1): 91–103, 2013.

For this pilot study aimed at differentiation of wild boar populations from Central and South-eastern Europe the samples of 266 individuals originated from the Carpathians and adjacent regions were used. Fourteen microsatellite loci of nuclear DNA were used for genetic analyses.

Results showed small genetic differentiation of Slovak populations and Romanian ones. This was proven using the clustering of populations based on allelic frequencies as well as by using the Bayesian approach which clearly differentiated only two groups – Carpathians and Germany. Observed number of alleles varied between 4 and 19, while the effective number of alleles varied between 4.72 and 8.65. The values of observed heterozygosities ranged from 0.32 to 0.82 and those of expected heterozygosities ranged from 0.53 to 0.88. In general, a small deficit of heterozygotes was observed at all loci except SW828, SW986 and SW1465, in which the F values exceed 0.14.

This pilot study showed genetic differentiation between Western European (Germany) and Carpathian wild boar populations, although the borders of two wild boar subspecies *S. s. scrofa* and *S. s. attila* in this part of European natural range (Carpathians) were not found.

Key words: genetic differentiation, microsatellites, *Sus scrofa*

1 PROBLEMATIKA

Diviak lesný (*Sus scrofa*) patrí medzi najrozšírenejšie kopytníky v Európe a súčasne je aj ekonomicky významnou poľovnou zverou. Súčasné rozšírenie podrobne popísali OLIVER *et al.* (1993). Areál siaha od severozápadnej Afriky (Maroko) po južné Fínsko a na východe siaha od Bajkalu až po rieku Ussuri (Rusko), ktorá tvorí východnú hranicu. Vyskytuje sa v Japonsku a na juhovýchode na Sumatre a Jáve (GENOV 1999). Nadmerný lov a zmeny vo využívaní krajiny mali za následok fragmentáciu v niektorých oblastiach prirodzeného areálu a na Britských ostrovoch, Škandinávii a v časti severnej Afriky následné vyhuby. Je predkom väčšiny (ale nie všetkých) starých a súčasných rás svine domácej. Okrem toho existujú dôkazy, že diviak lesný bol vo viacerých častiach

prírodného areálu (severovýchodná Ázia, Ďaleký východ a Malá Ázia) domestikovaný (OLIVER *et al.* 1993).

Európsky (tiež aj euroázijsky) diviak lesný osídľuje takmer celú Euroáziu a zvyčajne sa rozdeľuje do početných poddruhov (GROVES & GRUBB 1993). Títo autori klasifikujú 17 poddruhov a rozlišujú 4 „regionálne skupiny“ v závislosti na geografických a morfológických kritériách a to na západnú, indickú, východnú a indonézske rasu. K „západnej rase“ patria poddruhy *S. s. scrofa*, *S. s. meridionalis*, *S. s. algira*, *S. s. attila* a *S. s. lybicus*. GENOV (1999) vo svojom článku spomína ťažkosti s taxonomickou klasifikáciou *Sus scrofa*. Veľký areál a nedostatok porovnacieho materiálu, fragmentované prirodzené rozšírenie, translokácia a hybridizácia medzi divými a domácimi plemenami prispeli k rôznej klasifikácii a k problémom s vymedzením areálu.

Distribúcia jednotlivých poddruhov bola popísaná v niekoľkých publikáciách (napr. HEPTNER *et al.* 1961; GROVES 1981; GROVES & GRUBB 1993). Avšak vymedzenie rozšírenia jednotlivých druhov v rámci európskeho areálu je skôr neurčité a v niektorých prípadoch aj vzájomne si odporujúce. Niektoré poddruhy sú charakterizované rozličným počtom chromozómov napr. *Sus scrofa scrofa* $2n = 36$ a *S. s. attila* $2n = 38$ (ŽIVKOVIČ *et al.* 1971, BOSMA 1976) a/alebo výskytom jedincov s Robertsonovskou translokáciou $2n = 37$ sú tiež známe (TIKHONOV & TROSHINA 1975).

Rozšírenie poddruhov diviaka lesného v Európe nie je úplne presne vymedzené. Niektorí autori popisujú a rozlišujú oba poddruhy *Sus scrofa scrofa* a *S. s. attila* podľa stavby tela a veľkosti lebky a umiestňujú hranicu medzi oboma poddruhmi do Západných Karpát (napr. HELL 1986). HELL & PAULE (1983) analyzovali veľký počet lebiek z územia Slovenska a zistili, že diviaky z východného Slovenska majú väčšie lebky ako tie zo západnej časti krajiny. Tento fenomén je vysvetľovaný prechodom k *S. s. attila* inými autormi (napr. HEPTNER *et al.* 1961). Detailnú analýzu kranioetrie diviaka z celého európskeho areálu publikoval GENOV (1999).

Populačno-genetické štúdie u diviaka začali s aplikáciou izoenzymov (napr. HARTL *et al.* 1993, RANDI *et al.* 1989, RANDI 1995), ale v súčasnom období sa častejšie využívajú PCR techniky a mikrosatelity. Najnovšie boli mikrosatelity nukleárnej DNA použité na výskum genetickej štruktúry ako aj pôvodu populácií diviaka (LOWDEN *et al.* 2002, VERNE-SI *et al.* 2003, FERREIRA *et al.* 2006 a SCANDURA *et al.* 2008).

Cieľom tejto pilotnej práce je aplikácia mikrosatelitov na štúdium diverzity a diferenciácie populácií diviaka v strednej a juhovýchodnej zóne stretu medzi dvoma poddruhmi (*Sus scrofa scrofa* a *S. s. attila*).

2 MATERIÁL A METODIKA

2.1 Vzorky

Vzorky tkaniva (pečeň alebo svalovina), krvi a kostí boli zozbierané z 266 jedincov pochádzajúcich zo 6 krajín (Slovensko – $n = 122$, Rumunsko – $n = 25$, Slovinsko – $n = 15$, Bosna a Hercegovina – $n = 25$, Srbsko – $n = 22$ a Nemecko – $n = 57$). Vzorky zo Slovenska boli zozbierané pozdĺž transektu západ – východ s cieľom nájsť hranice medzi

oboma poddruhmi. Slovenské vzorky boli zoskupené do troch subregiónov: západ, stred, východ. Rovnako aj nemecké vzorky boli pospájané na základe geografickej blízkosti.

Pred samostnou izoláciou boli vzorky pletív uchované v 96 % etanole a krv vo Vacu-tainers® obsahujúcich EDTA ako antikoagulant. Vzorky kostí sa uchovávajú v papiero-vých obálkach na suchom mieste.

2.2 Genetické analýzy

V závislosti na type vzorky boli použité metódy izolácie. Na izoláciu DNA z kostí bola použitá izolačná sada DNeasy tissue kit (Qiagen). Vzorky krvi boli izolované pomocou *prepGEM*™ kit (ZYGEN). DNA z tkanív bola získavaná pomocou metódy publi-kovanej v DOYLE & DOYLE (1987) a OLIVEIRA *et al.* (2007).

Na analýzu vzoriek bolo použitých 14 mikrosatelitných markérov (VERNESI *et al.* 2003, FERREIRA *et al.* 2006). Použité markéry boli amplifikované v štyroch multiplexo-vých reakciách: (1) S008, SW986, SW1129; (2) SW1701, SW828, SW1517; (3) SW1465, SW1492, SW1514, SW2532 a (4) SW461, SW841, SW2021, SW2496.

Table 1 Zoznam primerov použitých pre fragmentačné analýzy mikrosatelitov nukleárnej DNA.

Table 1 Primers used for microsatellite analysis of nuclear DNA.

Lokus	Farbivo	Priama sekvencia primeru (5'–3')	Spätná sekvencia primeru (5'–3')	Ta	Veľkosť
SW1517	NED	CAATGATTTTATCCATCCTTGC	TCTTAGTGATGCATTCTTAAGCTG	58°C	120–164
SW1701	VIC	AGGTAACCTCAGGTGTCAGATAGC	TCTAGTTTAAAAAGCCTGAATGC	58°C	94–136
SW828	PET	AGAATACAGCACAGTGCCTGG	ATATCCCAGTGTCTGCCAGC	58°C	215–227
S0008	NED	GAGGCAGTGTGTCTATTCA	GCCATGTGTAAAGTGTGCT	58°C	164–196
SW1129	PET	ATCATATGAGGAAAAGAATGTGT	CACAGGGGGAACACCTTAAT	58°C	127–167
SW986	VIC	AGGAAGCAAAATCTTAAGAGGC	GGTGAGCCAGGAACAAGTATG	58°C	147–155
SW1465	FAM	CTGCTTCTGGCAATAATGAAC	TGTGTCGTAGCTGCTGTTCC	52°C	68– 72
SW1492	PET	CAGACAATGCAAAAGCTTTCC	TAACCAAGATTTCAGTGGATTG	52°C	115–127
SW1514	VIC	AGAAGAGGTGATTGCTTTTGC	TCACAAAAGAACCTCACCC	52°C	123–170
SW2532	NED	TTCGACACACAGGTTTATAGG	GTGGAGGCTTCTGAAATGTACC	52°C	176–196
SW2021	PET	GCGACACATGAGATAAACTGC	AATCCACAGGCTTACTCAGATG	52°C	105–137
SW2496	VIC	TATAGCATTGGAITGTTCCACG	GCCCAAATAAAGTGGTCTAIGC	52°C	184–224
SW461	FAM	GTCCAGGGCAGTCTTGAGAG	GTCTCTCTCCTCTCCTCCC	52°C	131–153
SW841	NED	AAGCAGAGGGACAAGGGC	GCAAGTGGTTAAGGAATGTGC	52°C	157–177

Poznámka: Primery SW461, SW841, SW1465, SW1492, SW1514, SW2021, SW2496, SW2532 použité podľa VERNESI *et al.* (2003) a primery S008, SW1701, SW828, SW986, SW1129, SW1517 použité podľa FERREIRA *et al.* (2006).

PCR reakcie boli urobené v objeme 10 µl pomocou sady Multiplex PCR Kit® (Qia-gen), 0,2 µM z každého primeru (jeden z páru bol fluorescenčne značený buď VIC, PET, NED, alebo FAM) a 0,4 µl templátovej DNA (50 ng·µl⁻¹). Qsolution® (1 µL) bol tiež pridaný ku každej reakcii.

Podmienky pre PCR pre multiplexy (1) a (2) boli: iniciálna denaturácia pri 95 °C počas 15 minút, nasledovalo 30 cyklov pozostávajúcich z denaturácie pri 94 °C 30 sekúnd, annealing pri 58 °C 3 minúty a extenzia pri 72 °C 60 sekúnd, s finálnou extenziou pri 60 °C 30 minút.

Pre multiplexy (3) a (4) PCR podmienky boli: 95 °C počas 15 minút, nasledovalo 30 cyklov pozostávajúcich z denaturácie 94 °C 30 sekúnd, 52 °C 30 sekúnd a 72 °C 30 sekúnd, finálna extenzia trvala 30 minút pri 60 °C. Pre PCR reakcie zo vzoriek krvi a kostí bolo použité väčšie množstvo DNA (80 ng v 1,6 µl) a viac cyklov (38).

Následne boli PCR reakcie separované na automatickom genetickom analyzátore ABI PRISM 3130 (Applied Biosystems, Foster City, USA). Veľkosť PCR produktov bola určovaná pomocou vnútorného veľkostného štandardu (GeneScan™ – 500 LIZ™) s použitím softwaru GENE MAPPER (Applied Biosystems).

2.3 Analýza údajov

Alelické frekvencie, efektívny počet alel, pozorovaná a očakávaná heterozygotnosť (NEI 1978) ako aj F_{ST} boli vypočítané pre všetky markéry použitím programu POPGENE (YEH *et al.* 1997) a FSTAT software (GOUDET 1995). Keďže veľkosti jednotlivých populácií boli v rozmedzí od 11 do 52, bola použitá rarefakcia na štandardizáciu alelickej bohatosti na najmenšiu veľkosť vzorky.

Prítomnosť nulovej alely bola testovaná použitím MICRO-CHECKER softwaru (VAN OSTERHOOT *et al.* 2004).

Párové genetické vzdialenosti medzi oblastami boli vypočítané programom PHYLIP v.3.6 (FELSENSTEIN 2005). UPGMA algoritmus bol použitý na zhlukovanie populácií a na vizualizáciu vzťahov medzi skupinami. Konsenzuálny dendrogram bol získaný použitím 'bootstrappingu' (1000 opakovaní) hodnôt vzdialeností. Pri analýzach bola použitá Bayesovská metóda realizovaná v programe STRUCTURE v. 2.2 (PRITCHARD *et al.* 2000). Bol zvolený model pripúšťajúci prímеси v populáciách. Program bol spustený desaťkrát s 10 000 'burn-in' a 50 000 MCMC replikáciami. Na zistenie najpravdepodobnejšej hodnoty počtu zhlukov K bola použitá metóda, ktorú popísal EVANNO *et al.* (2005).

Program FITCH z programového balíka PHYLIP bol použitý na vytvorenie Fitch-Margoliashovho dendrogramu. Rozdiely medzi dvomi skupinami populácií boli testované hierarchickou analýzou variancie AMOVA v programe ARLEQUIN version 3.01 (EXCOFFIER *et al.* 2005).

3 VÝSLEDKY

Slovenské vzorky boli rozdelené do troch skupín: západné Slovensko ($n = 45$); stredné Slovensko ($n = 52$); východné Slovensko ($n = 24$). Pre porovnanie bola použitá skupina vzoriek z Nemecka ($n = 57$), Rumunska ($n = 25$), Srbska (22), Bosny a Hercegoviny ($n = 25$) a Slovinska ($n = 15$).

3.1 Alelické frekvencie

Pozorované počty alel boli v intervale od 4 na lokuse SW1465 do 19 na lokuse SW1517. Efektívny počet alel kolíše medzi 2,67 (SW986) a 8,70 (SW 1517). Boli zistené aj privátne alely charakteristické pre jednotlivé regióny vyskytujúce sa vo frekvenciách medzi 1 a 6 %.

Výskyt nulovej alely bol preverený použitím softwaru MICRO-CHECKER. Pre dva lokusy (SW828 a SW986) boli nájdené tri a štyri populácie s výskytom nulovej alely. Tieto lokusy a vzorky z Bosny boli vylúčené z celkového porovnania.

Zoznam F_{IS} hodnôt za populáciu a lokus je uvedený v tabuľke 2 a 3. Hodnoty F_{IS} boli testované randomizačným testom (2800 randomizácií) a žiadna z F_{IS} hodnôt nedosiahla štatisticky významnú odchýlku od HW rovnováhy.

3.2 Genetická diverzita

Hodnoty pozorovanej heterozygotnosti (H_O) pre jednotlivé lokusy boli v rozpätí od 0,5768 (SW1465 a SW1492) do 0,8216 (SW461) a hodnoty očakávanej heterozygotnosti (H_E) od 0,6261 (SW1492) do 0,8850 (SW1517). Iba tri lokusy (SW1465, SW1492) mali hodnoty H_O pod 0,60 alebo hodnoty H_E pod 0,68, ale tieto lokusy mali aj najnižšie počty pozorovaných alel. Všetky ostatné lokusy mali vyššie heterozygotnosti s celkovým priemerom H_O 0,7560 $\pm$ 0,0864 a H_E 0,8174 $\pm$ 0,0819.

Priemerná hodnota H_O cez všetkých 12 mikrosatelitných lokusov za krajinu a región bola medzi 0,6880 (Srbsko) a 0,8048 (Slovensko – východ); hodnoty H_E kolísali medzi 0,7114 (Nemecko – Durínsko) a 0,7876 (Slovensko – západ). Priemerná hodnota H_O cez všetky oblasti a jedincov bola 0,7560 (SD = 0,0864) a pre H_E bola 0,8174 (SD = 0,0821) (Tab. 3).

Malý deficit heterozygotov bol pozorovaný na všetkých lokusoch s výnimkou SW828, SW986 a SW1465, u ktorých F hodnoty boli vyššie ako 0,14.

Efektívny počet alel vypočítaný pre jednotlivé regióny bol od 3,31 (Nemecko – Durínsko) do 4,88 (Slovensko – západ).

Štandardizované hodnoty alelickej bohatosti kolísali medzi jednotlivými populáciami medzi 4,71 (Nemecko – Durínsko) a 6,38 (Srbsko). Vo všeobecnosti bol slabý nárast alelickej bohatosti smerom na východ, alelická bohatosť slovenských, rumunských a srbských populácií mala hodnoty vyššie ako aritmetický priemer celého súboru údajov.

Tab. 2 Prehľad odhadov genetickej diverzity pre 14 mikrosatelitných lokusov.
Table 2 Genetic diversity values for 14 microsatellite loci.

Lokus	N	H_o	H_e	n_a	n_e	F_{IS}
S008	235	0,7957	0,8829	14	8,5362	0,1202
SW0461	241	0,8216	0,8711	12	7,7565	0,0693
SW0841	241	0,7884	0,8234	9	5,6637	0,0513
SW1129	233	0,7940	0,8406	11	6,2722	0,0561
SW1465	241	0,5768	0,6779	4	3,1050	0,1413
SW1492	241	0,5768	0,6261	6	2,6743	0,0950
SW1514	240	0,7833	0,8044	14	5,1132	0,0484
SW1517	237	0,7975	0,8850	19	8,6962	0,1128
SW1701	239	0,8159	0,8578	15	7,0333	0,0440
SW2021	240	0,7542	0,8401	15	6,2541	0,1021
SW2496	238	0,8151	0,8732	18	7,8858	0,0732
SW2532	239	0,7531	0,8263	10	5,7576	0,1030
Mean		0,7560	0,8174	12,2500	6,2290	0,1112
St.dev.		$\pm 0,0864$	$\pm 0,0819$	$\pm 4,5151$	$\pm 1,9381$	0,0884

kde: n_a – pozorovaný počet alel,
 n_e – priemerný efektívny počet alel (KIMURA & CROW, 1964),
 N – veľkosť vzorky size,
 H_o – priemerná pozorovaná heterozygotnosť,
 H_e – priemerná očakávaná heterozygotnosť,
 F_{IS} – index fixácie.

Tab. 3 Priemerné hodnoty genetickej diverzity 14 mikrosatelitových lokusov v populáciách diviaka.

Table 3 Average values of genetic diversity in individual populations of wild boar.

Populácia	N	H_o	H_e	<i>Alelická bohatosť</i>	n_a	n_e	F_{IS}
DE – Brandenburg	33	0,7576	0,7615	5,9039	7,8333	4,7165	0,0334
DE – Durynsko	11	0,7197	0,7114	4,7143	5,0833	3,5994	-0,0452
DE – Sasko (Anhalt)	13	0,8205	0,7581	5,9048	6,5000	4,8762	-0,0712
SK – stred	52	0,7390	0,7669	5,9048	8,1667	4,9267	0,0438
SK – západ	45	0,7513	0,7876	6,1719	8,7500	5,1808	0,0626
SK – východ	24	0,8048	0,7773	6,2117	7,8333	4,8456	-0,0313
Rumunsko	25	0,8086	0,7831	5,9324	7,7500	4,8824	0,0056
Srbsko	22	0,6880	0,7710	6,3833	8,1667	4,9997	0,1083
Slovinsko	15	0,7333	0,7170	5,2502	5,9167	3,8982	-0,0368
Celkom	259	0,7560	0,8174	5,8197	12,2500	6,2290	

kde: n_a – pozorovaný počet alel,
 n_e – priemerný efektívny počet alel (KIMURA & CROW, 1964),
 N – veľkosť vzorky,
 H_o – priemerná pozorovaná heterozygotnosť,
 H_e – priemerná očakávaná heterozygotnosť,
 F_{IS} – index fixácie.

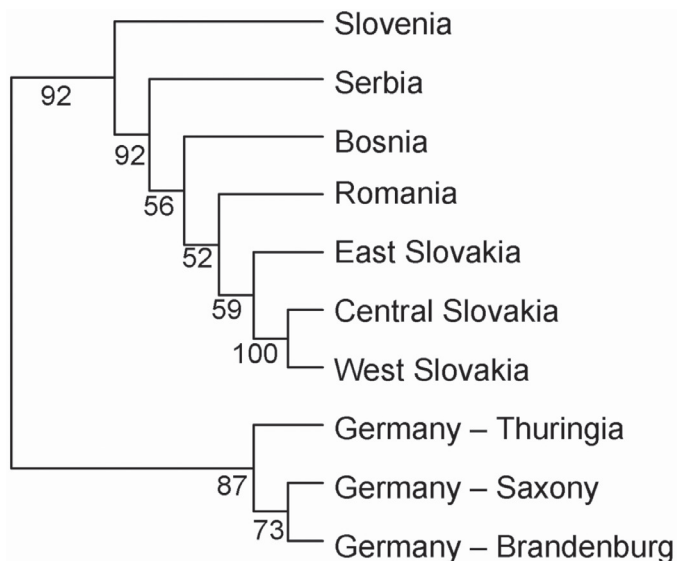
3.3 Populačná diferenciácia

Na charakterizáciu populačnej diferenciácie boli použité dve analýzy. Zhukovacia analýza (metóda UPGMA) založená na alelických frekvenciách s 1000 „bootstrap-mi“ použitím softwaru PHYLIP (FELSENSTEIN 2005). Tieto výsledky naznačujú malú genetickú diferenciáciu medzi dvomi z troch slovenských regiónov (tranzekt západ – východ), zatiaľ čo vzorky z východného Slovenska boli geneticky viac podobné s rumunskými. Západoeurópske populácie (Nemecko) tvorili samostatný zhluk (obr. 1).

Tab. 4 Hodnoty F_{ST} pre jednotlivé lokusy a multilokusový odhad F_{ST} .
 Table 4 F_{ST} values for each locus and multilocus assessment.

Lokus	N	F_{ST}
S008	259	0,1059
SW0461	259	0,0726
SW0828	259	0,0597
SW0841	259	0,1010
SW0986	260	0,2911
SW1129	256	0,0633
SW1465	253	0,0950
SW1492	257	0,0675
SW1514	257	0,0635
SW1517	260	0,1201
SW1701	263	0,0698
SW2021	256	0,1179
SW2496	251	0,0516
SW2532	257	0,0596
Celkom		0,0910

Fitch-Margoliash dendrogram bol vypočítaný pre všetky jedince. Na rozdiel od zhukovacej analýzy, ktorej výsledkom bol dobre separovaný zhluk nemeckých populácií, Fitch-Margoliash dendrogram neukázal jasnú separáciu nemeckých populácií od karpatských a juhovýchodnej Európy.

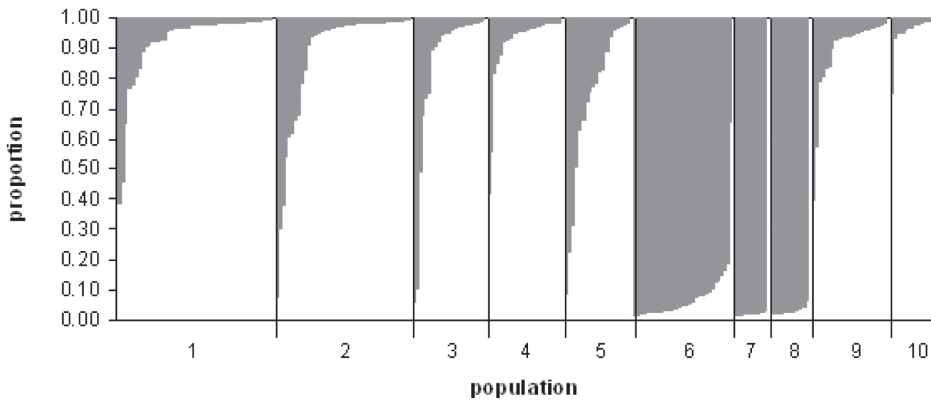


Obr. 1 Výsledky zhlukovej analýzy populácií diviakov lesného. Počty nad vetvami znamenajú bootstrapovú podporu zhľukovania metódou UPGMA (software PHYLIP podľa FELSENSTEIN, 2005).

Fig. 1 Cluster analysis of wild boar populations. Numbers indicate bootstrap support values of the respective nodes (software PHYLIP, FELSENSTEIN, 2005).

Bayesovská analýza (PRITCHARD *et al.* 2000) rozčlenila celý súbor jedincov medzi preddefinovaný počet skupín. Pre danú skupinu dát bol optimálny počet genotypicky diferencovaných skupín $K = 2$. Z jedincov patriacich do nemeckých populácií bol iba jeden jedinec priradený k východoeurópskej skupine. Na druhej strane 2 jedince z Rumunska 5 zo Srbska, 1 zo západného Slovenska a 2 jedince z východného Slovenska boli priradené k západoeurópskej skupine (obr. 2). Väčší počet jedincov zo srbskej populácie patriacich k západoeurópskej skupine možno vysvetliť introgresiou svine domácej do populácie diviakov. Pasenie svíň domácich v lesoch je v Srbsku stále praktizované (najmä v dubových a bukových lesoch počas semenných rokov).

AMOVA bola použitá na testovanie rozdielov medzi: (1) dvomi skupinami (západná Európa – Nemecko a karpatské populácie) a populácie v rámci týchto dvoch skupín a (2) tromi skupinami (západná Európa – Nemecko, Karpaty – Slovensko a Rumunsko a populácie v priľahlých územiach mimo Karpát) a populácie v rámci týchto troch skupín. Rozdiely medzi skupinami a medzi populáciami v rámci skupín boli v oboch prípadoch štatisticky významné. Podiel variancie predstavoval medzi populáciami v rámci skupín 3,3 % pre dve skupiny a 2,85 % pre tri skupiny, zatiaľ čo podiel variancie medzi skupinami bol 6,11 % a 3,68 %. Zodpovedajúce indexy fixácie boli $F_{ST} = 0,0941$, $F_{SC} = 0,0352$ a $F_{CT} = 0,0611$ (dve skupiny) alebo $F_{ST} = 0,0654$, $F_{SC} = 0,0296$ a $F_{CT} = 0,0368$ (tri skupiny).



Obr. 2 Výsledky analýzy STRUCTURE pre dve skupiny populácií diviaka lesného. Šedé stĺpce znamenajú proporciu západoeurópskych génov v jednotlivých vzorkách: 1 – stredné Slovensko, 2 – západné Slovensko, 3 – východné Slovensko, 4 – Bosna, 5 – Srbsko, 6 – Nemecko – Brandenburg, 7 – Nemecko-Durynsko, 8 – Nemecko – Sasko (Anhalt), 9 – Rumunsko a 10 – Slovinsko.

Figure 2 Result of Bayesian analysis implemented in program STRUCTURE (PRICHARD et al., 2002) for $K = 2$. Grey columns represent western European genetic group in individual samples: 1 – Central Slovakia, 2 – Western Slovakia, 3 – Eastern Slovakia, 4 – Bosnia, 5 – Serbia, 6 – Germany, Brandenburg, 7 – Germany, Thuringia, 8 – Germany, Saxony (Anhalt), 9 – Romania, 10 – Slovenia.

4 DISKUSIA

Základnou myšlienkou tejto štúdie bolo testovanie genetickej diferenciácie v rámci širšieho územia strednej a juhovýchodnej Európy. Základňou boli vzorky pochádzajúce zo Slovenska (122 tkanivových vzoriek) a tieto boli zozbierané pozdĺž transektu západ – východ. Pre porovnanie boli použité vzorky z Nemecka: Sasko (Anhalt), Brandenburg a Durínsko. Hoci nebola zistená jasná diferenciácia medzi vzorkami zo strednej a juhovýchodnej Európy, ktorá by dokazovala existenciu dvoch odlišných poddruhov *S. s. scrofa* a *S. s. attila*, boli zistené rozdiely medzi vzorkami zo západnej Európy (Nemecko) a Karpatami. Spomedzi 57 nemeckých vzoriek bola iba jedna priradená k zhluku zo strednej Európy. Na druhej strane celkovo 5 jedincov z Karpát (Slovensko a Rumunsko) a päť jedincov zo Srbska bolo v zhluku so západoeurópskou skupinou. Avšak diferenciácia nebola náhodne rozdelená v genóme, lokus SW0986 vykazoval vysokú hladinu diferenciácie a zjavne prispel najviac k separácii nemeckých vzoriek. To je silný náznak disruptívnej selekcie. Hoci SSR lokusy (mikrosatelity) sú vo všeobecnosti považované za neutrálne, heterogénna genomická divergencia môže vzniknúť z genetického „hitchhiking” efektu, udržiavajúceho vysokú diferenciáciu v genomických oblastiach obklopujúcich vybraný lokus a nízku hladinu diferenciácie vo zvyšnej časti genómu (NOSIL et al. 2009).

Aj keď vzorky zo Slovenska sú rozmiestnené pozdĺž transektu západ – východ, nepodarilo sa nájsť žiadnu diferenciáciu pozdĺž transektu alebo medzi nížinami, kopcovitými a horskými oblasťami. Neexistuje žiadna významná bariéra, ktorá by bránila migrácii krajinou v smere západ – východ na Slovensku a teda diferenciácia populácii ako v Portugalsku sa neočakávala (c.f. FERREIRA *et al.* 2006). Tok génov je vysoký kvôli veľkej populačnej hustote a kontinuálnemu areálu a dochádza tak k eliminácii diferenciácie populácii.

Všetky lokusy použité pri tomto výskume majú pomerne vysoký počet alel. Obe sady primerov boli už predtým použité v mediteránnej a atlantickej časti Európy – Taliansko (VERNESI *et al.* 2003) a Portugalsko (FERREIRA *et al.* 2006). Pozorované a očakávané heterozygotnosti boli rovnomerne rozdelené v jednotlivých oblastiach a vyššie ako tie pozorované v talianskych a európskych populáciách analyzovaných SCANDURA *et al.* (2008), ktorý však použil len päť lokusov identických s našimi.

Distribúcia prívátnych alel vo všetkých lokusoch a oblastiach nevykazovala žiadnu geografickú štruktúru a všetky prívátne alely boli zriedkavé s frekvenciami medzi 1,1 a 5,9 %, s výnimkou troch: Nemecko – prívátna alela 172 na lokuse S008 (27 %), Bosna – prívátna alela 178 na lokuse S008 (10,4 %) a Bosna – prívátna alela 163 (8,3 %).

Deficit heterozygotov bol zaznamenaný iba v Srbsku a Bosne $F \sim 0,11-0,15$, zatiaľ čo u ostatných bol zaznamenaný mierny prebytok heterozygotov s hodnotou F nad 0,12 (v lokusoch SW 986, SW828, SW1465 a S008).

Ďalší výskum by vyžadoval detailnejší zber vzoriek z juhovýchodnej Európy (Ukrajina, Rumunsko, Bulharsko), prípadne časti Euroázie (Turecko) a porovnanie s mediteránnou oblasťou pomocou nukleárnej ako aj mitochondriálnej DNA.

PodĎakovanie

Naša vďaka patrí všetkým, ktorí nám pomohli pri zbere experimentálneho materiálu M. Adamić (Slovensko), D. Ballian (Bosna a Hercegovina), L. Poljaković-Pajnik (Srbsko), N. Šerban (Rumunsko), J. Paulenka ml., L. Molnár, J. Čikovský, J. Gašparík a J. Piecka (Slovensko), H.-D. Pfannenstiel, F. Tottewitz, M. Neumann (Nemecko), z ulovených alebo odchytých diviakov. Vďaka patrí aj G. Baloghovej za pomoc pri laboratórnych analýzach, ďalej M. Strakovi za rady pri genetických analýzach.

Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- DOYLE, J.J. & DOYLE, J.L., 1987: A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochem Bull* **19**: 11–15.
- BOSMA, A.A., 1976: Chromosomal polymorphism and G-banding patterns in the wild boar (*Sus scrofa* L.) from the Netherlands. *Genetica* **46**: 391–399.
- EVANNO, G., REGNAUT, S. & GOUDET, J., 2005: Detecting the number of clusters of individuals using the software structure: a simulation study. *Molecular Ecology* **14**: 2611–2620.
- EXCOFFIER, L., LAVAL, G. & SCHNEIDER, S., 2005: ARLEQUIN ver 3.0: an integrated software package for population genetics data analysis. *Evol Bioinform Online* **1**: 47–50.

- FELSENSTEIN, J., 2005: PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.6. Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.
- FERREIRA, E., SOUTO, L., SOARES, A.M.V.M. & FONSECA, C., 2006: Genetic structure of the wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Portugal. *Wildlife Biology and Practice* **2**(1): 7–25.
- FICKEL, J. & HOHMAN, U., 2006: A methodological approach for non-invasive sampling for population size estimates in wild boars (*Sus scrofa*). *Eur J Wildl Res* **52**(1): 28–33.
- GENOV, P., 1999: A review of the cranial characteristics of the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus 1758), with systematics conclusions. *Mammal Review* **29**(4): 205–238.
- GENOV, P., NIKOLOV, H., MASSEI, G. & GERASIMOV, S., 1991: Craniometrical analysis of Bulgarian wild boar populations. *Journal of Zoology (London)* **225**: 309–325.
- GOUDET, J., 1995: FSTAT (Version 1.2): A computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* **86**: 485–486.
- GROVES, C.P., 1981: Ancestors for the Pigs – Taxonomy and Phylogeny of the Genus *Sus*, Tech. Bull. No. 3., Dept. of Prehistory, Australian National Univ. Press, Canberra: 96 pp.
- GROVES, C.P. & GRUBB, P., 1993: The Eurasian Suids, *Sus* and *Babirusa*: taxonomy and description. In: IUCN 1993: Pigs, Peccaries and Hippos Status Survey and Action Plan.
- HARTL, G.B., MARKOV, G., RUBIN, A., FIŇDO, S., LANG, G. & WILLING, R., 1993: Allozyme diversity within and among populations of three ungulate species (*Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Sus scrofa*) of southeastern and Central Europe. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **58**(6): 352–361.
- HELL, P., 1986: Diviáčia zver. Bratislava, Príroda.
- HELL, P. & PAULE, L., 1983: Systematische Stellung des westkarpatischen Wildschweines (*Sus scrofa*). *Přírod pr úst ČSAV v Brně* **17**(3): 1–54.
- HEPTNER, V.G., NASIMOVICH, A.A. & BANNIKOV, A.G., 1961: Artiodactyla and Perissodactyla. Vol. 1, 1147 pp, In: Heptner, V.G., Naumov, N.P. (eds.): Mammals of the Soviet Union, Vysshaya Shkola Publishers, Moscow (English translation, 1988, Smithsonian Institution Libraries and The National Science Foundation, Washington D. C.).
- LOWDEN, S., FINLAYSON, H.A., MACDONALD, A.A., DOWNING, A.C., GOODMAN, S.J., LEUS, K., KASPE, L., WAHYUNI, E. & ARCHIBALD, A.L., 2002: Application of *Sus scrofa* microsatellite markers to wild Suiforms. *Conservation Genetics* **3**: 347–350.
- NEI, M., 1978: Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* **89**: 583–590.
- NEI, M., TAJIMA, F. & TATENO, Y., 1983: Accuracy of estimated phylogenetic trees from molecular data. *Journal of Molecular Evolution* **19**: 153–170.
- NOSIL, P., FUNK, D.J. & ORTIZ-BARRIENTOS, D., 2009: Divergent selection and heterogeneous genomic divergence. *Molecular Ecology* **18**: 375–402.
- OLIVER, W.L.R., LEHR BRISBIN, I. & TAKAHASHI, S., 1993: The Eurasian Wild Pig, *Sus scrofa*. In: IUCN 1993. Pigs, Peccaries and Hippos Status Survey and Action Plan.
- OLIVEIRA, C.G., MARTINEZ, R.A., GAIOTTO, F.A., 2007: DNA extraction from bristles and quills of *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae) using a novel protocol. *Genetic and Molecular Research* **6**(3): 657–666.
- PRITCHARD, J.K., STEPHENS, M. & DONNELLY, P., 2000: Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* **155**: 945–959.
- RANDI, E., 1995: Conservation genetics of the genus *Sus*. *Ibex – Journal of Mountain Ecology* **3**: 6–12.
- RANDI, E., APOLLONIO, M. & TOSO, S., 1989: The systematics of some Italian populations of wild boar (*Sus scrofa* L.): a craniometric and electrophoretic analysis. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **54**: 40–56.
- SCANDURA, M., IACOLINA, L., CRESTANELLO, B., PECCHIOLO, E., DI BENEDETTO, M.F., RUSSO, V., DAVOLI, R., APOLLONIO, M. & BERTORELLE, G., 2008: Ancient vs. recent processes as factors shaping the genetic variation of the European wild boar: are the effects of the last glaciation still detectable? *Molecular Ecology* **17**(7): 1745–1762.
- SLATKIN, M., 1995: A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics* **139**: 457–462.
- TIKHONOV, V.N. & TROSHINA, A.I., 1975: Chromosome translocations in the karyotypes of wild boars *Sus scrofa* L. of the European and the Asian areas of USSR. *Theoretical and Applied Genetics* **45**: 304–308.

- VAN OSTERHOOT, C., HUTCHINSON, W.F., WILLS, D.P.M. & SHIPLEY, P., 2004: Micro-checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* **4**: 535–538.
- VERNESI, C., CRESTANELLO, B., PECCHIOLI, E., TARTARI, D., CARAMELLI, D., HAUFFE, H. & BERTORELLE, G., 2003: The genetic impact of demographic decline and reintroduction in the wild boar (*Sus scrofa* L.): A microsatellite analysis. *Molecular Ecology* **12**: 585–595.
- WEIR, B.S. & COCKERHAM, C.C., 1984: Estimating *F*-statistics for analysis of population structure. *Evolution* **38**: 1358–1370.
- YEH, F.C., YANG, R.C., BOYLE, T.B.J., YE, Z.H. & MAO, J.X., 1997: POPGENE (version 1.31) – the user friendly shareware for population genetic analysis. Molecular Biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Edmonton, Canada.
- ŽIVKOVIĆ, S., JOVANOVIĆ, V., ISAKOVIĆ, I. & MILOŠEVIĆ, M., 1971: Chromosome complement of the European wild pig (*Sus scrofa* L.). *Experientia* **27**(2): 224–226.
-

Adresa autorov:

prof. Ing. Ladislav Paule, PhD.
Ing. Ivana Romšáková, PhD.
Ing. Diana Krajmerová, PhD.
prof. Ing. Dušan Gömöry, DrSc.
Technická univerzita vo Zvolene
Lesnícka fakulta
Katedra fytológie
T. G. Masaryka 24
960 53 Zvolen

e-mail: paule@tuzvo.sk
ivana.romsakova@tuzvo.sk
diana.krajmerova@tuzvo.sk
gomory@tuzvo.sk

prof. Dr. Ovidiu Ionescu
Faculty of Silviculture and Forest Exploitation
Transylvania University
RO-500123 Braşov
Rumunsko

e-mail: o.ionescu@unitbv.ro

Genetická diverzita a diferenciácia populácií diviaka (*Sus scrofa* L.) v Karpatoch

Abstrakt

V tejto pilotnej štúdii sa študovala diferenciácia populácií diviaka v strednej a juhovýchodnej Európe na vzorke 266 jedincov pochádzajúcich z Karpát a priľahlých oblastí. Genetické analýzy sa uskutočnili pomocou 14 mikrosatelitových lokusov nukleárnej DNA.

Výsledky ukázali malú genetickú diferenciáciu slovenských a rumunských populácií. Potvrdilo sa to jednak na základe zhľukovania populácií založenom na alelických frekvenciách, ako aj s použitím Bayesovského prístupu, pričom sa jasne vyčlenili len dve skupiny a to Karpaty a Nemecko. Pozorovaný počet alel sa pohyboval medzi 4 a 19, zatiaľ čo efektívny počet alel sa pohyboval medzi 4,72 a 8,65. Hodnoty pozorovanej heterozygotnosti sa pohybovali v rozpätí 0,32 až 0,82 a očakávanej heterozygotnosti sa pohybovali v rozpätí 0,53 až 0,88. Vo všeobecnosti sa ukázal malý deficit heterozygotov vo všetkých lokusoch okrem SW828, SW986 a SW1465, v ktorých hodnoty F koeficientov prekročili 0,14.

Táto pilotná štúdia poukázala na genetickú diferenciáciu medzi západoeurópskymi (Nemecko) a východoeurópskymi (Karpaty) populáciami diviaka, hoci sa nezistila výrazná hranica medzi dvomi poddruhmi *S. s. scrofa* a *S. s. attila* v tejto časti európskeho areálu (Karpaty).

Kľúčové slová: *Sus scrofa*, genetická diferenciácia, mikrosatelity

GENETICKÁ DIFERENCIÁCIA SLOVENSKÝCH POPULÁCIÍ JELEŇA LESNÉHO (*CERVUS ELAPHUS* L.)

Ladislav PAULE – Margaréta TULLOVÁ – Diana KRAJMEROVÁ
– Ivana ROMŠÁKOVÁ

Paule, L., Tullová, M., Krajmerová, D., Romšáková, I., 2013: Genetic differentiation of Slovak red deer (*Cervus elaphus* L.) populations. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen, 55(1): 105–116, 2013.

Genetic differentiation of red deer populations was studied in 461 individuals originating from 19 regions of Slovakia. As the experimental material served the tissues from hunted individuals or bone samples from antlers (trophies or shed antlers). Fifteen microsatellites of nuclear DNA were used to study the genetic diversity and differentiation.

Application of cluster analyses (UPGMA with bootstrapping support) proved clustering of populations from Eastern Slovakia into two clusters: Slánske vrchy and Vihorlat or Nízke Beskydy, Poľana and Čergov, respectively. The second group is formed by populations from Slovenský kras, Stolické and Volovské vrchy, which have the common origin in hunting grounds around Betliar and show similarity to red deer population from the White Tatras.

High number of groups found when using the Bayesian analyses (programme STRUCTURE) show different origin of red deer, historical translocation and subsequent hybridization among original populations.

Key words: *Cervus elaphus*, Carpathians, genetic differentiation

1 PROBLEMATIKA

V posledných desaťročiach sa vo svete stále viac uplatňujú poznatky populačno- a evolučno-genetických výskumov pri plánovaní a vykonávaní opatrení pre trvalé zachovanie prírodných zdrojov a zabezpečenie biodiverzity. Hlavným dôvodom poklesu rozmanitosti druhov je strata genetickej diverzity a fragmentácia prirodzených habitatov antropogénnymi vplyvmi ako aj zmenami životného prostredia. Príčinami týchto zmien v ekosystémoch a opatreniami na ich odstránenie sa zaoberá mladá vedecká disciplína ochranárska (konzervačná) genetika (*conservation genetics*). Spája znalosti z rozličných genetických odborov (populačnej a molekulárnej genetiky, evolučnej biológie a systematiky) s modelmi ochranárskej biológie (FRANKHAM 2003; FRANKHAM *et al* 2002; WAYNE 2004). Genetické štúdie, prinášajúce poznatky o genetickej diverzite na úrovni druhov, tvoria základný predpoklad racionálnej ochrany druhov, vhodnej voľby

manažmentu živočíchov a navrhovania chránených území. Okrem toho poznanie genetickej štruktúry jednotlivých druhov a populácií umožňuje odhad genetickej diferenciácie populácií a skúmanie procesov prebiehajúcich na populačnej úrovni, akými sú systém párenia, tok génov, alebo pôsobenie evolučných faktorov.

Vývoj genetických markérov umožňuje rozlíšenie druhov, populácií, ale aj jedincov medzi sebou. Ich uplatnenie v genetike sa datuje do 70. rokov minulého storočia využitím izoenzýmov a od polovice 80. rokov sa používajú genetické markéry, ktoré sú založené na skúmaní variability DNA. Vyvinutie a použitie polymerázovej reťazovej reakcie – PCR viedlo k rozvoju tejto oblasti výskumu. Postupne sa tak minimalizovalo množstvo vzorky potrebnej na analýzy, zjednodušila sa izolácia DNA z rôznych tkanív. V súčasnosti je k dispozícii veľké množstvo molekulárnych markérov, použitím ktorých možno v pomerne krátkom čase preskúmať veľký počet jedincov.

Prvé práce zamerané na skúmanie genetickej diverzity populácií jelenej zveri využívali krvné skupiny a proteíny (STERN 1973, KLEYMANN 1976, BERGMANN 1976, BERGMANN & MOSER 1985, GYLLENSTEN *et al.* 1983, ALBERT 1984, MUSHÖVEL 1986); neskôr sa ako genetické markéry využívali izoenzýmy (CAMERON & VYSE 1978, GYLLENSTEN *et al.* 1983, BACCUS *et al.* 1983, PEMBERTON *et al.* 1988, HARTL & KÖLLER 1989, HARTL *et al.* 1990, HARTL *et al.* 1991, HARTL *et al.* 1993, GEHLE & HERZOG 1994, GEHLE & HERZOG 2002). Molekulárne markéry pri výskume genetickej variability jeleňa lesného použili JÄGER (1992), CHIKUNI *et al.* (1995), RANDI *et al.* (2001), SLATE *et al.* (2000), HARTL *et al.* (1995), LUDT *et al.* (2004), FEULNER *et al.* (2004). Väčšina prác skúmajúca genetickú diverzitu populácií jeleňa bola uskutočnená v Amerike a Nemecku a venovala sa domácim poddruhom jeleňa. Niektoré štúdie mali väčší územný záber a sústredili sa na strednú a východnú Európu a zahrňovali aj vzorky zo Slovenska (HARTL *et al.* 1993, HARTL *et al.* 1995). Výskumu populácií jelenej zveri v Karpatoch sa venoval len FEULNER *et al.* (2004), ktorý sústredil pozornosť na jeleňa lesného karpatského len na území Srbska a Rumunska. Karpaty sa rozprestierajú vo viacerých európskych štátoch a poddruh *Cervus elaphus montanus* stále nie je geneticky dostatočne preskúmaný.

Cieľom tohto príspevku bolo preskúmať genetickú diferenciáciu slovenských populácií jeleňa lesného na základe fragmentačných analýz mikrosatelitov nukleárnej DNA a pokúsiť sa nájsť diferenciáciu medzi poddruhmi *Cervus elaphus montanus* a *Cervus elaphus elaphus*.

2 MATERIÁL A METÓDY

2.1 Materiál

Ako experimentálny materiál boli použité tkanivové vzorky (srdce, pečeň, svalovina, ušnice) a vzorky z parohov jeleňa lesného (parohy a zhody). Materiál sa odoberal invazívnymi metódami z ulovených jedincov jelenej zveri počas poľovníckych sezón 2004–2007 a z trofejí súkromných a muzeálnych exponátov.

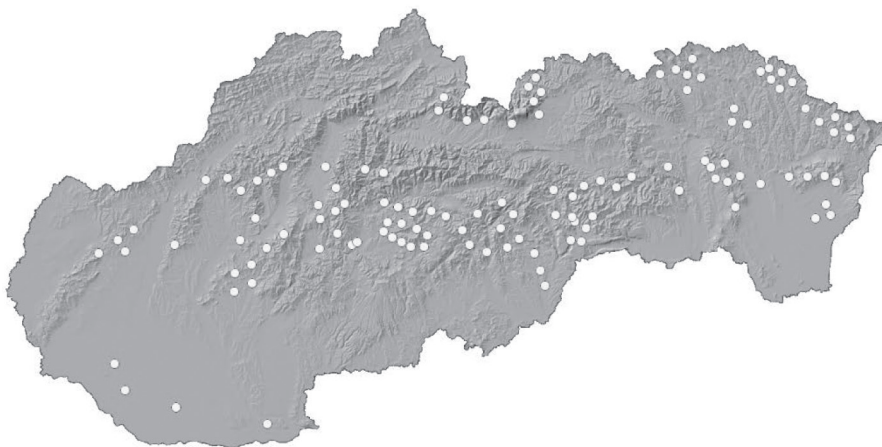
Tkanivové vzorky boli uchované v 96 % etanole v chladničke a vzorky z parohov a kostí boli uložené na suchom mieste v papierových sáčkoch alebo mikrocentrifugačných skúmavkách pri izbovej teplote.

Celkovo bolo zozbieraných 332 vzoriek tkaniva a 129 vzoriek z kostí alebo parohov. Detailné geografické rozdelenie vzoriek je znázornené v obrázku 1.

Tab. 1 Prehľad pôvodu vzoriek jeleňa lesného použitých na molekulárne analýzy.

Table 1 Number of samples of red deer used for molecular analysis according to place of origin.

Miesto ulovenia /odberu	Tkanivo	Paroh / Kost'
Podunajská nížina	21	0
Malé Karpaty	8	2
Biele Karpaty	6	0
Strážovské vrchy	21	1
Považský Inovec	1	6
Trábeč	1	19
Kremnické vrchy	18	21
Poľana	69	21
Veľká Fatra	6	0
Západné Tatry	0	11
Belianske Tatry	71	1
Stolické vrchy	22	0
Volovské vrchy	9	0
Muránska planina	12	0
Slovenský kras	12	1
Čergov	20	0
Slánske vrchy	9	15
Vihorlat	15	15
Nízke Beskydy	11	16
Spolu	332	129



Obr. 1 Lokality odberu vzoriek jeleňa lesného použitých na molekulárne analýzy.
Figure 1 Sampling places of red deer used for molecular analysis in Slovakia.

2.2 DNA izolácia a analýza pomocou mikrosatelitných markérov

Na izoláciu DNA väčšiny tkanivových vzoriek bola použitá modifikovaná metóda podľa SAMBROOKA *et al.* (1989) a metóda podľa DOYLA & DOYLA (1987), ktorá bola ďalej modifikovaná pre použitie na extrakciu DNA zo živočíchov (OLIVEIRA *et al.* 2007). Na izoláciu DNA z parohov a kostí boli použité izolačné sady NucleoSpin Tissue kit (katalógové číslo: 603/004).

Na amplifikáciu DNA sme použili 18 primérov, ktoré boli publikované Kühnom v jeho dizertačnej práci KÜHN (1998) a v práci o bavorskej jelenej zveri (KÜHN *et al.*, 2003). Mikrosatelitné markéry CSSM66, INRA35 a CRSM60 sa nepodarilo amplifikovať. Pre účely analýzy boli pripravené 12,5 µl PCR zmesi obsahujúce približne 50 ng templátovej DNA, 1× PCR pufo, spolu s 0,3 µM z každého priméru, 0,2 mM dNTP, 3 mM MgCl₂, 0,04 U *Taq* polymerázy. Pre vzorky z parohov a kostí bol upravený reakčný objem na 15 µl a DNA na 2 µl. Takto pripravené reakcie boli vložené do PCR cykléra pri annealingovej teplote od 50 °C do 60 °C. Teplotné režimy jednotlivých PCR reakcií boli použité podľa KÜHN-a (1998, KÜHN *et al.*, 2003). PCR produkty viacerých mikrosatelitných markérov jedného jedinca boli spojené do spoločného multiplexsystému. Boli tak vytvorené tri multiplexové systémy. V multiplexovom systéme I sa zmiešali PCR produkty jednej vzorky DNA v pomere 2 IOBT965 : 1 CSSM16 : 2 MM12 : 2 Haut14 : 6 Cer14 do jednej skúmavky a neskôr sa použili pre vytvorenie zmesi pre ABI 3130. Multiplexový systém II sa mieša v pomere 6 CSPA115 : 2 ETH3 : 3 CSSM22 : 2 ETH225 : 2 CSSM19 a Multiplexsystém III v pomere 3 BM1818 : 2 IOBT918 : 1,5 Haut24 : 1,5 CSSM14 : 3 ILSTS006.

Fragmentačná analýza bola uskotočnená na genetickom analyzátoe ABI 3130 pomocou softvérového programu GENEMAPPER v. 4.0 porovnaním s vnútorným štandardom (GeneScan™ 500 ROX®).

3 VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z genetických analýz sme získali 461 genotypov (na 15 lokusoch) slovenských jedincov jeleňa lesného.

3.1 Genetická diferenciácia

Na štatistické vyhodnotenie analyzovaných vzoriek boli použité programy POPGENE (YEH *et al.* 1997), STRUCTURE (PRITCHARD *et al.* 2007), PHYLIP (FELSENSTEIN 2003). V populáciách Slovenska je priemerná hodnota F_{ST} $0,097 \pm 0,027$ a vykazuje signifikantnú odchýlku od nuly ($t_0 = 13,2$, $P_{(F_{ST}=0)} < 0,01$), čo dokazuje rozdelenie slovenskej populácie na subpopulácie.

V slovenských populáciách sme identifikovali aj 15 privátnych alel, ktoré sa v iných populáciách na Slovensku nenachádzajú. Najviac sa ich vyskytlo v populácii Belianske Tatry. Po porovnaní so všetkými skúmanými populáciami z Európy a Ázie sme zistili, že niektoré z nich sa nachádzajú aj v týchto populáciách. Výskyt privátnych alel u jeleňov z oblasti Belianskych Tatier je pravdepodobne dôsledkom zvernicového chovu v Javorine.

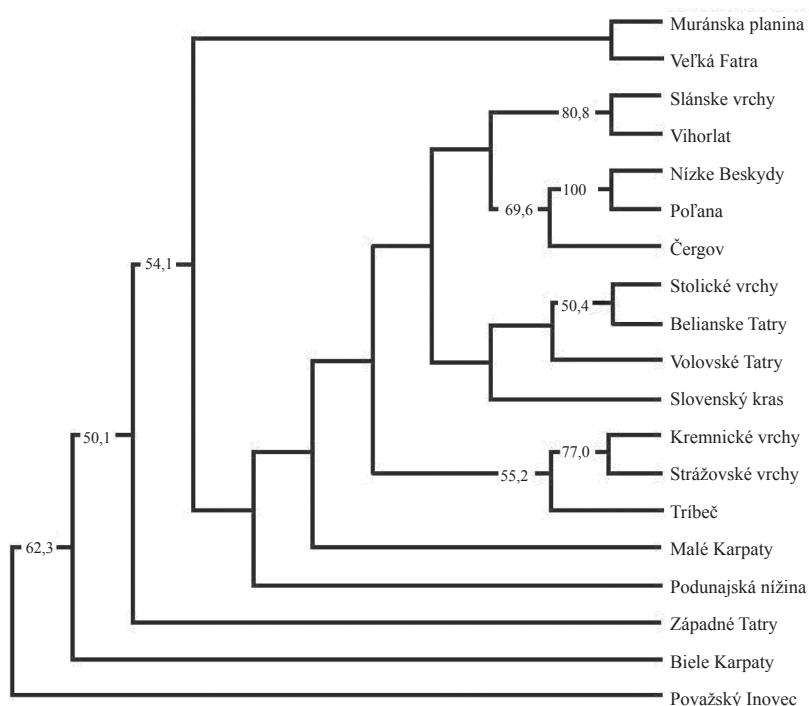
Z alelických frekvencií použitých lokusov boli vypočítané genetické vzdialenosti podľa NEI-a (1978). Vytvorená matica genetických vzdialeností (tab. 2) poukázala na značné rozdiely v populáciách. Najmenšia genetická vzdialenosť 0,012 je medzi populáciami Poľana a Nízke Beskydy, čo dokazuje relatívnu rozdielnosť len v 1,2 % všetkých génov. Najväčšia vzdialenosť 0,359 je medzi populáciami z Považského Inovca a Bielych Karpát a relatívna nepodobnosť medzi génami týchto populácií je 35,9 %. Z matice genetických vzdialeností bol metódou UPGMA vytvorený dendrogram, významnosť vetiev bola testovaná bootstrapping-algoritmom s 1000 iteráciami (obr. 2).

Na dendrograme možno vidieť, že sa na Slovensku vyštíepili tri väčšie vetvy:

- prvá s populáciami z Kremnických vrchov, Strážovských vrchov a Tríbeča,
- druhú tvoria Stolické vrchy, Belianske Tatry, Volovské vrchy, Slovenský kras,
- a tretia východná populácia zo Slánskych vrchov, Vihorlatu, Čergova, Nízkych Beskyd, ku ktorým sa pripája Poľana.

V týchto vetvách vidíme aj najvyššie bootstrapové podpory. Na dendrograme sú uvedené iba hodnoty nad 50 %. Tieto tri vetvy sú spojené s Malými Karpatmi a Podunajskou nížinou, odtšiepuje sa od nich Muránska planina a Veľká Fatra. Všetky predchádzajúce tvoria hlavnú vetvu na Slovensku. Potom sa k nej pridávajú postupne ešte tri ostatné populácie, ktoré majú odlišnú genetickú štruktúru, Západné Tatry, Biele Karpaty a Považský Inovec. Ako prvé sa oddeľujú dve populácie Muránska planina a Veľká Fatra a sú spojené s najväčším zhľukom vytvoreným zo slovenských populácií. Muránska planina bola zazverovaná jedincami zo zvernice Teplý vrch v Stolických vrchoch, nepreukazuje s nimi

žiadnu blízku príbuznosť, ale sa geneticky približuje k Veľkej Fatre. Vysvetliť si to môžeme homológiou génov, kedy sa dve populácie na seba podobajú, hoci nemajú rovnaký genetický základ. Populácie s najväčšou podporou 100 % Nízke Beskydy a Poľana majú s takouto vysokou pravdepodobnosťou spoločný genetický základ, a významnú podobnosť preukazujú aj so štruktúrou populácie v Čergovských vrchoch. Poľanská populácia bola zazverovaná buď jedincami z Nízkych Beskyd, alebo ako je známe z historických údajov „karpatskými jedincami“ a v Nízkych Beskydách stále pretrvávajú tieto gény. Príbuznosť Nízkych Beskyd a Čergova sa dá vysvetliť geografickou polohou. Rovnako ako Slanské vrchy a Vihorlat, kde môže dochádzať k migrácii a prenosu génov, preto tvoria spoločný zhluk v dendrograme. S ním sú potom spojené ďalšie geograficky nadväzujúce populácie, Stolické vrchy, Belianske Tatry, Volovské vrchy a Slovenský kras. Hoci boli Belianske Tatry zazverené rôznymi poddruhmi majú spoločnú genetickú štruktúru so spomenutými populáciami. Tretí zhluk tvoria populácie z Kremnických vrchov, Strážovských vrchov a Tribeča, ktoré takisto geograficky susedia.



Obr. 2 UPGMA dendrogram zhlukovania slovenských populácií jeleňa lesného.
Figure 2 UPGMA clustering of Slovak populations of red deer.

Tab. 2 Genetické vzdialenosti slovenských populácií podľa Nei-a (1972).
Table 2 Genetic distances between Slovak populations according to Nei (1978).

	Podunajská nížina	Malé Karpaty	Biele Karpaty	Považský Inovec	Strážovské vrchy	Tribeč	Kremnické vrchy	Veľká Fatra	Polana	Západné Tatry	Muránska planina	Stolické vrchy	Belianske Tatry	Slovenský kras	Volovské vrchy	Čergov	Slanské vrchy	Nízke Beskydy	Vihorlat
Podunajská nížina																			
Malé Karpaty	0,143																		
Biele Karpaty	0,297	0,176																	
Považský Inovec	0,305	0,234	0,359																
Strážovské vrchy	0,183	0,116	0,162	0,284															
Tribeč	0,174	0,133	0,291	0,281	0,083														
Kremnické vrchy	0,124	0,086	0,149	0,189	0,033	0,064													
Veľká Fatra	0,265	0,229	0,298	0,354	0,164	0,197	0,137												
Polana	0,146	0,094	0,207	0,298	0,112	0,136	0,085	0,136											
Západné Tatry	0,253	0,257	0,324	0,271	0,167	0,225	0,133	0,259	0,228										
Muránska planina	0,190	0,173	0,257	0,337	0,189	0,212	0,137	0,168	0,158	0,244									
Stolické vrchy	0,122	0,103	0,169	0,272	0,094	0,126	0,057	0,175	0,090	0,173	0,129								
Belianske Tatry	0,150	0,101	0,159	0,275	0,090	0,124	0,062	0,090	0,057	0,148	0,111	0,051							
Slovenský kras	0,144	0,134	0,143	0,361	0,091	0,163	0,106	0,215	0,112	0,205	0,173	0,061	0,086						
Volovské vrchy	0,156	0,135	0,174	0,284	0,080	0,127	0,061	0,132	0,077	0,172	0,124	0,059	0,057	0,086					
Čergov	0,202	0,109	0,230	0,308	0,101	0,116	0,086	0,114	0,040	0,249	0,193	0,107	0,081	0,134	0,081				
Slanské vrchy	0,167	0,125	0,251	0,255	0,103	0,120	0,072	0,120	0,084	0,190	0,149	0,095	0,078	0,107	0,092	0,085			
Nízke Beskydy	0,188	0,133	0,260	0,340	0,166	0,173	0,128	0,170	0,012	0,254	0,198	0,122	0,085	0,143	0,116	0,071	0,104		
Vihorlat	0,190	0,139	0,217	0,277	0,104	0,121	0,099	0,194	0,088	0,262	0,179	0,115	0,102	0,104	0,116	0,115	0,056	0,114	

Ako ďalšie sa pripájajú Malé Karpaty a Podunajská nížina, čo by zodpovedalo geografickej polohe. Posledné tri populácie sa nepodobajú ostatným tak, aby sa s nimi spojili do fylogenetickvej vetvy. Podľa NEČAS-a (1959) k nám z juhu prenikal „podunajský“ jeleň a prechádzal až do Malých Karpát čo by vysvetlovalo odlišnú genetickú štruktúru týchto populácií. Môže to byť spôsobené aj rozsahom skúmaného súboru, ktorý nemusel byť reprezentatívnou vzorkou danej populácie, alebo pôsobením evolučných faktorov, vďaka ktorým sa genetická štruktúra posunula iným smerom oproti ostatným slovenským populáciám.

Genetickú diferenciáciu slovenských populácií sme hodnotili aj programom STRUCTURE v. 2.2 (PRITCHARD *et al.* 2007). Na základe metódy podľa EVANN-a *et al.* (2005) sa ako najpravdepodobnejší javí počet zhlukov 14. Podiel zhluku v populácii je vyjadrený numericky v tabuľke 3. Diferenciácia populácií korešponduje s rozdelením podľa NEI-ových genetických vzdialeností. Software STRUCTURE 2.2 potvrdil predchádzajúce výsledky genetickej diferenciácie v slovenských populáciách.

Vysoký počet zhlukov v slovenských populáciách jeleňa naznačuje výskyt historických introdukcií populácií jeleňa a ich následnú hybridizáciu s pôvodným jeleňom lesným na území Slovenska. Podiel neautochtónnych jeleňov v populácii závisel jednak od veľkosti pôvodnej populácie, ako aj od charakteru chovu (voľné revíry, resp. zvernice). Vysoký počet zvernícových chovov na Slovensku mohol ovplyvniť a následne aj ovplyvňuje geografickú distribúciu genetickej premenlivosti jeleňov v podmienkach Slovenska.

Tab. 3 Percentálne zastúpenie jednotlivých zhlukov v slovenských populáciách.

Table 3 Proportion of genetic clusters in Slovak populations.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Počet
Podunajská nížina	0,02	0,02	0,75	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	21
Malé Karpaty	0,08	0,04	0,08	0,05	0,05	0,07	0,18	0,12	0,10	0,09	0,02	0,04	0,05	0,04	13
Biele Karpaty	0,10	0,16	0,01	0,20	0,03	0,03	0,24	0,02	0,08	0,06	0,01	0,02	0,02	0,02	6
Považský inovec	0,02	0,03	0,02	0,04	0,02	0,01	0,03	0,69	0,06	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03	7
Strážovské vrchy	0,05	0,10	0,02	0,20	0,03	0,03	0,12	0,04	0,06	0,12	0,01	0,01	0,04	0,18	22
Tribeč	0,02	0,02	0,07	0,10	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,10	0,01	0,01	0,02	0,54	20
Kremnické vrchy	0,07	0,06	0,08	0,10	0,05	0,03	0,10	0,04	0,06	0,09	0,01	0,02	0,04	0,25	38
Veľká Fatra	0,07	0,08	0,01	0,04	0,13	0,15	0,03	0,02	0,07	0,04	0,07	0,02	0,20	0,08	5
Poľana	0,04	0,05	0,03	0,03	0,05	0,07	0,04	0,04	0,04	0,03	0,32	0,19	0,06	0,02	90
Západné Tatry	0,10	0,06	0,02	0,14	0,07	0,04	0,09	0,04	0,07	0,16	0,01	0,04	0,08	0,09	11
Muránska planina	0,09	0,14	0,02	0,03	0,08	0,17	0,04	0,02	0,10	0,03	0,01	0,02	0,22	0,04	12
Stolické vrchy	0,14	0,08	0,05	0,05	0,09	0,06	0,15	0,04	0,13	0,07	0,01	0,06	0,06	0,03	19
Belianske Tatry	0,12	0,09	0,03	0,05	0,15	0,06	0,07	0,04	0,09	0,06	0,04	0,03	0,12	0,05	72
Slovenský kras	0,12	0,10	0,07	0,08	0,07	0,06	0,15	0,02	0,11	0,05	0,01	0,08	0,06	0,02	15
Volovské vrchy	0,09	0,12	0,05	0,10	0,08	0,08	0,10	0,02	0,09	0,06	0,01	0,06	0,10	0,05	10
Čergov	0,07	0,07	0,02	0,04	0,11	0,11	0,07	0,05	0,07	0,07	0,13	0,04	0,13	0,02	19
Slanské vrchy	0,07	0,07	0,03	0,12	0,07	0,10	0,05	0,10	0,08	0,15	0,05	0,02	0,06	0,04	23
Nízke Beskydy	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,04	0,02	0,05	0,02	0,02	0,40	0,30	0,03	0,02	28
Vihorlat	0,06	0,09	0,02	0,04	0,07	0,08	0,05	0,20	0,12	0,11	0,04	0,04	0,06	0,03	30

4 ZÁVER

Základnou pracovnou hypotézou tejto štúdie bolo rozlíšenie slovenských populácií na populácie s prevahou karpatského jeleňa *Cervus elaphus montanus* a západoeurópskeho *Cervus elaphus elaphus*, resp. prechodných typov. Potvrdila sa blízka príbuznosť populácií z východného Slovenska a z Poľany, ktorá naznačuje že v oboch prípadoch sa bude jednať o populácie pôvodného jeleňa. Aj keď existujú historické dôkazy o dovoze jeleňov východokarpatského pôvodu (Marmaros, Belye a Těšínsko) na Poľanu začiatkom minulého storočia (1906–1908), nemáme k dispozícii presné údaje o počtoch a pohlavnej štruktúre (E. Rakýta, osobné oznámenie). Na tomto mieste je potrebné poznamenať, že populácie Belye jeleňov v Belye a na Těšínsku (pravdepodobne Slavončice) pochádzajú z Marmarošu, resp. východných Karpát a k významnému dovozu jelenej zveri z východných Karpát do strednej Európy došlo koncom 19. storočia po výstavbe železnice Kraków – Stanislaw (dnešný Ivano Frankivsk) a Budapest Nýregyháza – Chust – Rakhiv, ktorá umožnila dovoz živej zveri.

Podobne, aj do viacerých zverníc na strednom a západnom Slovensku (Javorina, Topolčianky, Stupava a i.) došlo v tomto období k dovozu jelenej zveri a preto sa pôvodné slovenské populácie dajú aj pri aplikovaní genetických metód vylišiť len s problémami.

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Túto prácu by nebolo možné urobiť bez pomoci mnohých lesníkov a poľovníkov zo Slovenska, najmä z Lesov SR, š.p., ktorí sa podieľali na zbere experimentálneho materiálu.

Literatúra

- ALBERT, S., 1984: Untersuchung der Hämoglobin-Varianten vom Rotwild mit Hilfe der Elektrofokussierung. Dissertationsarbeit, Universität Giessen: 150 pp.
- BACCUS, R., RYMAN, N., SMITH, M.H., REUTERWALL, C. & CAMERON, D., 1983: Genetic variability and differentiation of large grazing mammals. *Journal of Mammalia* **46**: 109–20.
- BERGMANN, F., 1976: Beiträge zur Kenntnis der Infrastruktur beim Rotwild. Teil II. Erste Versuch zur Klärung der genetischen Struktur von Rotwildpopulationen an Hand von Serum Polymorphismus. *Zeitung für Jagdwissenschaft* **22**: 28–35.
- BERGMANN, F. & MOSER, K., 1985: Protein-Polymorphismen in deutschen Rotwildpopulationen. Tagungsbericht, Symposium über Wildtiergenetik, Giessen: 147–157.
- CAMERON, D.G. & VYSE, E.R., 1978: Heterozygosity in Yellowstone Park elk *Cervus canadensis*. *Biochemical Genetics* **16**: 651–657.
- DOYLE, J.J. & DOYLE, J.L. 1987: A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin* **19**: 11–15.
- EVANNO, G., REGNAUT, S. & GOUDET, J., 2005: Detecting the number of clusters of individual using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology* **14**: 2611–2620.

- FELSENSTEIN, J., 2003: PHYLIP – Phylogeny Inference Package (Version 3.61). Department of Biology, University of Washington, <http://evolution.genetics.washington.edu/phylip.html>
- FEULNER, P.G.D., BIELFELD, W., ZACHOS, F.E., BRADVAROVIĆ, J., ECKERT, I. & HARTL, G.B., 2004: Mitochondrial DNA and microsatellite analyses of the genetic status of the presumed subspecies *Cervus elaphus montanus* (Carpatian red deer). *Heredity* **93**: 299–306.
- FRANKHAM R. 2003. Genetics and Conservation Biology. *Comptes Rendus Biologies* **326**: 22–29.
- FRANKHAM R., BALLOU J.D. & BRISCOE D. A. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GEHLE, T. & HERZOG, S., 1994: Genetic variation and differentiation of 3 geographically isolated populations of red deer (*Cervus elaphus*) in Lower Saxony. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **40**: 156–174.
- GEHLE, T. & HERZOG, S., 2002: Is there evidence for hybridization between red deer and sika deer in Central Europe? *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **32**: 157–158.
- GYLLENSTEN, U., RYMAN, N., REUTERWALL, C. & DRATCH, P., 1983: Genetic differentiation in four European subspecies of red deer. *Heredity* **51**: 561–580.
- HARTL, G.B. & KÖLLER, J., 1989: Biochemisch-genetische Differenzierung und Geweihmerkmale beim ungarischen Rothirsch. 2. Symposium zur Planung eines CIC-Rothirsch-Projekt, Wien.
- HARTL, G.B., WILLING, R. & SUCHENTRUNK, F., 1990: On the biochemical systematics of selected mammalian taxa: empirical comparison of qualitative and quantitative approaches in the evaluation of protein electrophoretic data. *Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutionsforschung* **28**: 191–216.
- HARTL, G.B., LANG, G., KLEIN, F. & WILLING, R., 1991: Relationships between allozymes, heterozygosity and morphological characters in red deer (*Cervus elaphus*), and the influence of selective hunting on allele frequency distributions. *Heredity* **66**: 343–350.
- HARTL, G.B., MARKOV, G., RUBIN, A., FINĐO, S., LANG, G. & WILLING, R., 1993: Allozyme diversity within and among populations of three ungulate species (*Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Sus scrofa*) of Southeastern and Central Europe. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **58**: 352–361.
- HARTL, G.B., NADLINGER, K., APOLLONIO, M., MARKOV, G., FINĐO, S., KLEIN, F., LANG, G. & MARKOWSKI, J., 1995: Extensive mitochondrial DNA differentiation among European red deer (*Cervus elaphus*) populations: implications for conservation and management. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **60**: 41–52.
- CHIKUNI, K., MORI, Y., TABATA, T., SAITO, M., MONMA, M. & KOSUGIYAMA, M., 1995: Molecular phylogeny based on the kappa-casein and cytochrome *b* sequences in the mammalian suborder Ruminantia. *Journal of Molecular Evolution* **41**: 859–866.
- JÄGER, F., 1992: Genetische Untersuchungen an Cerviden (*Cervus elaphus*, *Dama dama*, *Capreolus capreolus*): Charakterisierung mitochondrialer DNS (mtDNS). Disserationsarbeit, Universität Giessen.
- KLEYMANN, M., 1976: Beiträge zur Kenntnis der Infrastruktur beim Rotwild. Zur genetischen Struktur von Rotwildpopulationen anhand von Blutgruppenvergleichsuntersuchungen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften* **22**: 121–134.
- KÜHN, R., 1998: Morphologische und genetische Differenzierung bayerischer Rotwildpopulationen. Disserationsarbeit, Technische Universität, München.
- KÜHN, R., SCHRÖDER, W., PIRCHNER, F. & ROTTMAN, O., 2003: Genetic diversity, gene flow and drift in Bavarian red deer population. *Conservation Genetics* **4**: 157–166.
- LUDT, C. J., SCHRÖDER, W., ROTTMAN, O. & KÜHN, R., 2004: Mitochondrial DNA phylogeography of red deer. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **31**: 1064–1083.
- MUSHÖVEL, B., 1986: Transferrintypen bei einheimischen Cerviden (*Cervus elaphus* L. und *Capreolus capreolus* L.). Tagungsbericht, 1. Symposium über Wildtiergenetik, 24.–26. 10. 1985 in Giessen.
- NEČAS, J., 1959: Jelenia zver [Red Deer]. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry Bratislava: 271 pp.
- NEI, M., 1978: Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* **89**(3): 583–590.
- NIEMCZIEWSKI, C., RUTKOWSKI, J. & ŻURKOWSKI, M., 2002: Preliminary investigations on the polymorphism of microsatellite markers in Mazurian red deer (*Cervus elaphus*). *Animal Science Papers and Reports* **3**: 169–174.

- OLIVEIRA, C.G., MARTINEZ, R.A. & GAIOTTO, F.A., 2007: DNA extraction from bristles and quills of *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae) using a novel protocol. *Genetic and Molecular Research* **6** (3): 657–666.
- PEMBERTON, J.M., ALBON, S.D., GUINNESS, F.E., CLUTTON, B.T.H. & BERRY, R.J., 1988: Genetic variation and juvenile survival in red deer. *Evolution* **42**: 921–934.
- PRITCHARD, J.K., WEN, X., & FALUSH, D., 2007: Documentation for STRUCTURE software: Version 2.2. University of Chicago, Chicago, pp. 1–36.
- RANDI, E., MUCCI, N., CLARO-HERGUETA, F., BONNET, A. & DOUZERY, E. J. P., 2001: A mitochondrial DNA control region phylogeny of the Cervinae: speciation in *Cervus* and implications for conservation. *Animal Conservation* **4**: 1–11.
- SAMBROOK, J., FRITSCH, E. & MANIATIS, T., 1989: Molecular Cloning. Cold Spring Harbor Laboratory Press, USA.
- SLATE, J., KRUK, L.E.B., MARSHALL, T.C., PEMBERTON, J.M. & CLUTTON-BROCK, T.H., 2000: Inbreeding depression influences lifetime breeding success in a wild population of red deer (*Cervus elaphus*). *The Royal Society* **267**: 1657–1662.
- STERN, K., 1973: Darwins Fitness und die Hege des Rotwildes. *Wild und Hund* **76**: 239–243.
- STRÖHLEIN, H., 1994: Genetische Untersuchungen an Isoenzymen bei Rotwild aus verschiedenen Populationen mit Hilfe elektrophoretische Trenntechniken. Justus-Liebig-Universität, Giessen: 193 pp.
- WAYNE R. K. & MORIN P. A. 2004. Conservation genetics in the new molecular age. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**(2): 89–97.
- YEH, F.C., YANG, R.C., BOYLE, T.B.J., YE, Z.H. & MAO, J.X., 1997: POPGENE – the user friendly shareware for population genetic analysis. Molecular Biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Edmonton, Canada.
-

Adresa autora:

prof. Ing. Ladislav Paule, PhD.

Ing. Margaréta Tullová, PhD.

Ing. Diana Krajmerová, PhD.

Ing. Ivana Romšáková, PhD.

Technická univerzita vo Zvolene

Lesnícka fakulta

Katedra fytológie

T. G. Masaryka 24

960 53 Zvolen

e-mail: paule@tuzvo.sk

diana.krajmerova@tuzvo.sk

ivana.romšakova@tuzvo.sk

Genetická diferenciácia slovenských populácií jeleňa lesného (*Cervus elaphus* L.)

Abstrakt

Genetická diferenciácia populácia jeleňa lesného sa skúmala na výberovej vzorke 461 jedincov pochádzajúcich z 19 oblastí Slovenska. Ako experimentálny materiál slúžili tkanivá z ulovených jedincov, resp. vzorky z parohov (trofeje a zhody). Genetická diverzita a diferenciácia sa skúmala s využitím 15 mikrosatelitov nukleárnej DNA.

Využitie zhlukových analýz (UPGMA s bootstrappingovou podporou) potvrdilo zhlukovanie východo-slovenských populácií do dvoch výrazných zhlukov a to zo Slánskych vrchov, Vihorlatu, Nízkych Beskýd, Poľany a Čergova. Druhá skupinu predstavujú populácie zo Slovenského krasu, Stolických a Volovských vrchov, ktoré majú spoločný pôvod v Betliarskej zvernici, avšak vykazujú aj podobnosť s jeleňmi z Belianskych Tatier.

Vysoký počet skupín zistený na základe Bayesovských analýz (program STRUCTURE) naznačuje rôzny pôvod jeleňov, historické translokácie a následnú hybridizáciu medzi pôvodnými populáciami.

Kľúčové slová: *Cervus elaphus*, Karpaty, genetická diferenciácia, mikrosatelity, genetická diverzita

ZMENY POPULAČNEJ HUSTOTY ĎATĽOV V DUBOVOM LESE: 18-ROČNÁ PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA

Štefan PAVLÍK

Pavlik, Š.: Changes in population densities of woodpeckers in an oak forest: a 18-year case study. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 117–131, 2013.

The aim of the paper was to analyse changes in population densities of particular woodpecker species in an oak forest near the town Krupina (central Slovakia) during the breeding seasons 1995–2012. The population density was investigated using the combined version of the method of breeding territories mapping. Altogether seven species of woodpeckers were found. Population densities of some species considerably varied during the study years (*D. major* 0.9–2.9 pairs/10 ha, *D. medius* 0.3–1.3 pairs /10 ha, *D. minor* 0.0–0.6 pairs /10 ha). The fluctuations exhibited a quasi-cyclic pattern and was higher in the case of breeding densities compared with total ones. About 20–33% of pairs attempting in spring to occupy nesting territories failed to nest. Fluctuations could be caused by both food availability in particular years and by weather conditions, especially by climatic extremes, during a breeding season or winter. The population density in the rest of species was relatively stable (*D. leucotos* 0.2–0.3 pairs/10 ha, *D. martius*, *P. canus* and *P. viridis* 0.0–0.1 pairs/10 ha). Obtained results are compared with results from a similar habitat in the Białowieża primeval forest (Poland) during 1995–2009.

Key words: woodpeckers, population density, fluctuation, food availability, weather, climatic extremes, oak forest

ÚVOD

Z hľadiska demekológie sa otázkam dlhodobej populačnej dynamiky venovala väčšia pozornosť cicavcom ako vtákom (WIENS 1984, ERB *et al.* 2001). Klasickými sú z tohto hľadiska práce zaoberajúce sa analýzou činiteľov ovplyvňujúcich populačné cykly kanadských rysov a snežných zajacov (napr. VIK *et al.* 2008), resp. severských hlodavcov (napr. HANSKI, Korpimäki 1995). V tejto súvislosti sa analyzovala aj populačná dynamika sov ako predátorov snežných zajacov (TYSON *et al.* 2010). Vo vzťahu k iným vtákom sa otázkam dlhodobej populačnej dynamiky venovala napr. práca WESOŁOWSKIEHO (2011) o penici čiernohlavej (*Sylvia atricapilla*). V poslednom čase sa objavili viaceré práce analyzujúce vplyv klimatických zmien na populácie vtákov (prehľad uvádza napr. CRICK 2004, WORMWORTH, MALLON 2012).

O niečo viac prác sa v synekologickom zmysle zaoberalo problematikou dlhodobých zmien v druhovom zložení, početnosti a štruktúre vtáčích zoskupení. Klasickými sú z tohto hľadiska práce z temperátneho lesa Hubbard Brook Experimental Forest v Severnej Amerike (HOLMES, SHERRY 2001) alebo v rámci Európy z Bialowiezského pralesa (TOMIALOJC, WESOŁOWSKI 1994, WESOŁOWSKI, TOMIALOJC 1997, WESOŁOWSKI *et al.* 2002, 2006, 2010). Okrem týchto štúdií sa otázkam dlhodobých zmien početnosti vtákov venujú aj práce zamerané na biomonitoring vtáčích populácií (napr. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme – GREGORY *et al.* 2005, 2007), resp. práce publikované v rámci rôznych sčítacích programov (napr. HEWSON, NOBLE 2009).

Ďatle ako tzv. kľúčové druhy v lesných ekosystémoch z dôvodu vytesávania hniezdnych dutín pre sekundárne dutinové hniezdiče zohrávajú z hľadiska formovania štruktúry vtáčích zoskupení a ich temporálnej dynamiky významnú úlohu (MARTIN, EADIE 1999). Priamo populačnou dynamikou dŕaťľov sa zaoberalo len niekoľko prác. V krátkodobom kontexte sú to práce WESOŁOWSKEHO a TOMIALOJCA (1986), PAVLÍKA (1999a) alebo vo vzťahu k premnoženiu podkôrnikovitých (Scolytidae), práca MARTINA *et al.* (2006). V kontexte dlhodobej dynamiky sú údaje o zmenách populačnej hustoty dŕaťľov súčasťou prác TOMIALOJCA a WESOŁOWSKEHO (1994), WESOŁOWSKEHO a TOMIALOJCA (1997) a WESOŁOWSKEHO *et al.* (2002, 2006, 2010). Zmenami populačnej hustoty dŕaťľov vo vzťahu k faktorom prostredia sa zaoberali napr. BÜHLMANN a PASSINELLI (1996), SAARI a MIKUSINSKI (1996) alebo MICHALEK *et al.* (2001). Na Slovensku boli na vertikálnom gradiente Poľany sledované populačné hustoty 8 druhov dŕaťľov (KRISTÍN 2002).

V každom prípade treba zdôrazniť, že existuje len málo štúdií, ktoré by analyzovali populačnú dynamiku vtákov, a vôbec živočíchov, kontinuálne z dlhodobého hľadiska po viac ako 10 rokov (MAY 1999). Osobitne to platí pre územie Slovenska, kde je možné spomenúť vo vzťahu k vtákom prácu KORŇANA (2012). V súvislosti s tým cieľom tejto práce je analyzovať zmeny v populačnej hustote jednotlivých druhov dŕaťľov v dubovom lese pri Krupine počas rokov 1995–2012.

MATERIÁL A METÓDY

Skúmaná lokalita

Skúmaná plocha s miestnym názvom Horný Hostinec sa nachádza asi 4 km severne od Krupiny (Štiavnické vrchy, štvorec DFS 7680, GPS súradnice 48°23'35,22'' N, 19°04'50,78'' E) v nadmorskej výške 375–581 m n. m. Plocha je tvorená podhrebeňovými strmými (sklon 60–70 %), postupne sa zmierňujúcimi (sklon 20–45 %) svahmi s V až JV expozíciou. Na výmere 63 ha tu rastie dubový les (*Quercus dalechampii/petraea* 87 %, *Quercus cerris* 5 %, *Carpinus betulus* 3 %, *Fagus sylvatica* 2 %, zvyšok tvoria *Sorbus torminalis*, *Sorbus aria*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Tilia platyphyllos*, *Robinia pseudoacacia* a *Picea abies*) vo veku 100–105 rokov so zakmenením 0,7–0,8. Z typologického hľadiska takmer 70 % zaberajú sprašové až suché bukové duby (slt *Fageto-Quercetum*), na strmých svahoch sutinové javorové bukové duby (slt *Carpineto-Aceretum*).

Sčítacia metóda

Zber dát sa robil v závislosti od počasia a priebehu hniezdzenia od začiatku marca do začiatku júna v rokoch 1995–2012 kombinovanou verziou metódy mapovania hniezdných okrskov (TOMIALOJC 1980). Skúmaná plocha bola počas každej hniezdnej sezóny navštívená 10–12-krát v 7–10-denných intervaloch. Výskum sa uskutočňoval len v ranných hodinách od východu Slnka do 10.00 hod. SEČ, resp. do 9.00 hod. LSEČ. Pri každej návšteve sa prešla celá plocha a všetky zistené d'atle a ich aktivita sa zaznamenali do snímkovej mapy v mierke 1 : 1 000. Ak to bolo možné, zaznamenalo sa aj pohlavie pozorovaného jedinca. Osobitná pozornosť sa venovala súčasným registráciám teritoriálne sa správajúcich d'atľov, ako aj všetkým známkam hniezdnej aktivity (párenie, vytesávanie dutiny, zbieranie potravy pre mláďatá, kŕmenie mláďat, prítomnosť čerstvo vylietanych mláďat a pod.). Prevažná väčšina hniezdných dutín bola aj priamo dohľadaná.

Vyhodnotenie sčítaní

Registrácie z jednotlivých pracovných máp sa po skončení mapovania preniesli do druhových máp. Pre každý druh d'atľa a hniezdnú sezónu sa vytvorila samostatná druhová mapa. Pri rozlišovaní jednotlivých hniezdných okrskov sa vychádzalo zo štandardných pravidiel (TOMIALOJC 1980) s dôrazom na viacnásobné súčasné registrácie (za obsadený sa považoval okrsk s minimálne 3 registráciami v rôznych snímkach, resp. s nálezom hniezdnej dutiny). Pri výpočte populačnej hustoty sa vypočítala jednak hniezdna hustota (ako počet párov s aspoň 0,5 okrsku vnútri plochy, ktoré zahniezdili, prepočítaný na plochu 10 ha), jednak celková hustota (ako počet párov s aspoň 0,5 okrsku vnútri plochy, ktoré obsadili okrsk, bez ohľadu na to, či zahniezdili alebo nie, prepočítaný na plochu 10 ha). Za nehniezdiace páry sa považovali tie, ktoré sa na skúmanej ploche zdržiavali v priebehu hniezdného obdobia, ale nebolo pri nich zistené zahrievanie násady a kŕmenie mláďat.

Analýza dát

Pre každý druh sa vypočítali štatistické charakteristiky časovej rady populačných hustôt za obdobie rokov 1995–2012 (aritmetický priemer, smerodajná odchýlka, výberová chyba priemeru pri spoľahlivosti 95 %, minimálna a maximálna hodnota). Namiesto variačného koeficientu sa použil pri odhade variability populačnej hustoty jednotlivých druhov d'atľov flukтуаčný koeficient (CF), ktorý je počítaný z logaritmov početnosti v priebehu jednotlivých rokov, a je preto menej ovplyvnený absolútnymi rozdielmi v početnosti ako variačný koeficient (WHITTAKER 1975), tzn. že populácie s rozdielnou početnosťou, ale s podobnou fluktuáciou, majú podobné flukтуаčné koeficienty.

Pre posúdenie charakteru fluktuácií populačnej hustoty sa využila analýza autokorelačných a parciálnych autokorelačných funkcií a Fourierova spektrálna analýza periodogramov a spektrálnych hustôt časových radov populačných hustôt. Pre hodnotenie štatistickej významnosti lineárnych závislostí sa použil jedno- a dvojrozmerný regresný

GLM model. Všetky štatistické výpočty a analýzy sa robili s využitím štatistického softvéru STATISTICA 7.0.

VÝSLEDKY

Celkovo bolo na ploche v priebehu 18 rokov zistených 7 druhov d'aťľov, z toho druhy *Dendrocopos major* a *Dendrocopos leucotos* hniezdili na ploche každý rok, druh *D. medius* nehniesdil len v roku 2002, hoci jeho výskyt na ploche bol zaznamenaný. Druh *D. minor* sa na ploche vyskytoval každý rok s výnimkou roku 2012, ale hniezdil len v 15 rokoch. Druh *Dryocopus martius* bol zaznamenaný na ploche počas všetkých rokov s výnimkou roku 2005, avšak hniezdil len v 2 rokoch. Druhy *Picus canus* a *P. viridis* boli na ploche zaznamenané v 10 rokoch, ale hniezdenie bolo zistené len v 3 rokoch, resp. jednom roku (tab. 1).

Údaje o priemernej populačnej hustote jednotlivých druhov d'aťľov a jej variabilite počas 18 rokov sú uvedené v tab. 2. Fluktuácia populačných hustôt troch najpočetnejších druhov d'aťľov je graficky znázornená na obr. 1. Miera fluktuácie pri všetkých troch druhoch bola o 4–24 % vyššia v prípade hniezdnej hustoty v porovnaní s celkovou hustotou. Pritom pri celkovej aj hniezdnej hustote bola najnižšia miera fluktuácie zaznamenaná pri druhu *D. major*. Z hľadiska celkovej hustoty mal vyššiu mieru fluktuácie druh *D. minor* v porovnaní s druhom *D. medius*, pri hniezdnej hustote tomu bolo naopak (flukтуаčný koeficient v tab. 2). Celkovo najmenšiu mieru fluktuácie mal druh *D. leucotos*.

V prípade všetkých 6 kriviek na obr. 1 sa zistil negatívny lineárny trend populačnej hustoty, avšak štatisticky signifikantný bol len v prípade celkovej hustoty druhu *D. medius* ($r = -0,47$, $P = 0,048$), v prípade celkovej hustoty druhu *D. minor* ($r = -0,46$, $P = 0,053$) a najmä v prípade hniezdnej hustoty druhu *D. minor* ($r = -0,71$, $P = 0,001$). Z medzidruhového porovnania vyplynulo, že štatisticky preukazne boli navzájom pozitívne korelované len celkové a hniezdne hustoty druhov *D. medius* a *D. minor* ($r = 0,63$, resp. $r = 0,55$, $P = 0,005$, resp. $P = 0,018$).

Percentuálny podiel nehniezdiacich párov z celkového počtu o hniezdenie sa pokúšajúcich párov dosahoval pri druhu *D. major* v priemere 23,9 % (8,3–68,3 %), pri druhu *D. medius* 32,6 % (0–100 %) a pri druhu *D. minor* 32,4 % (0–100 %) (obr. 2).

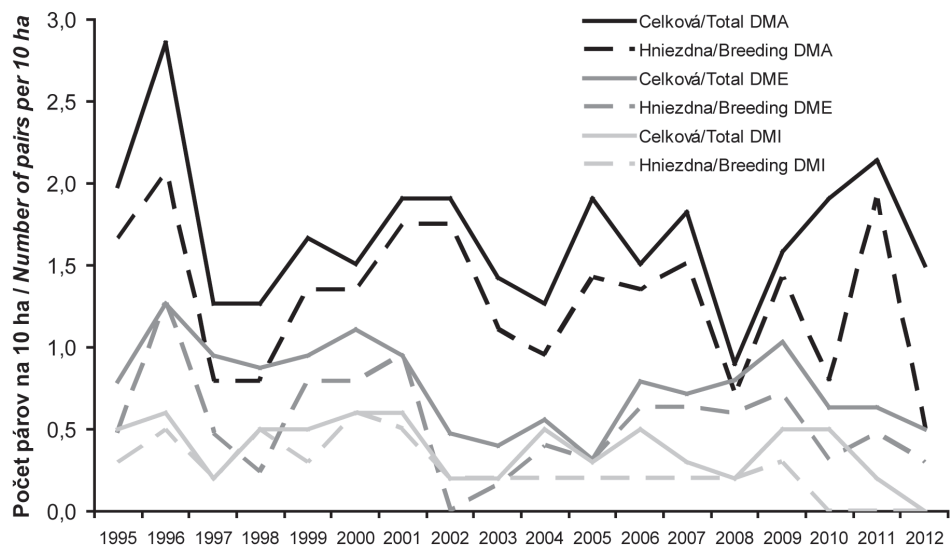
Tabuľka 1 Populačná hustota jednotlivých druhov d'iatľov (v pároch na 10 ha, +– druhy s menej ako 0,5 hniezdneho okrsku na ploche) a frekvencia (F) ich výskytu na ploche
 Table 1 Population densities of particular woodpecker species (in pairs per 10 ha, +– species with less than 0,5 of breeding territory within the study plot) and frequency (F) of their occurrence within the study plot

Rok Year	<i>D. major</i>			<i>D. medius</i>			<i>D. minor</i>		<i>D. leucotos</i>	<i>D. martius</i>	<i>P. canus</i>	<i>P. viridis</i>
	Celková Total	Hniezd. Breed.		Celková Total	Hniezd. Breed.		Celková Total	Hniezd. Breed.				
1995	2,0	1,7		0,8	0,5		0,5	0,3	0,3	0,1	–	–
1996	2,9	2,1		1,3	1,3		0,6	0,5	0,3	+	+	–
1997	1,3	0,8		1,0	0,5		0,2	0,2	0,2	+	+	–
1998	1,3	0,8		0,9	0,2		0,5	0,5	0,2	+	–	+
1999	1,7	1,3		1,0	0,8		0,5	0,3	0,2	+	+	–
2000	1,5	1,3		1,1	0,8		0,6	0,6	0,2	0,1	–	+
2001	1,9	1,7		1,0	1,0		0,6	0,5	0,2	+	0,1	–
2002	1,9	1,7		0,5	–		0,2	0,2	0,2	+	–	–
2003	1,4	1,1		0,4	0,2		0,2	0,2	0,2	+	0,1	–
2004	1,3	1,0		0,6	0,4		0,5	0,2	0,2	+	–	0,1
2005	1,9	1,4		0,3	0,3		0,3	0,2	0,2	–	–	+
2006	1,5	1,3		0,8	0,6		0,5	0,2	0,2	+	–	–
2007	1,8	1,5		0,7	0,6		0,3	0,2	0,2	+	+	+
2008	0,9	0,7		0,8	0,6		0,2	0,2	0,2	+	+	+
2009	1,6	1,4		1,0	0,7		0,5	0,3	0,3	+	0,1	+
2010	1,9	0,8		0,6	0,3		0,5	–	0,2	+	+	+
2011	2,1	1,9		0,6	0,5		0,2	–	0,2	+	+	+
2012	1,5	0,5		0,5	0,3		–	–	0,2	+	–	+
F (%)	100,0	100,0		100,0	94,4		94,4	83,3	100,0	94,4	55,6	55,6

Tabuľka 2 Priemerná populačná hustota jednotlivých druhov datľov (v pároch na 10 ha) a jej variabilita počas 18 rokov

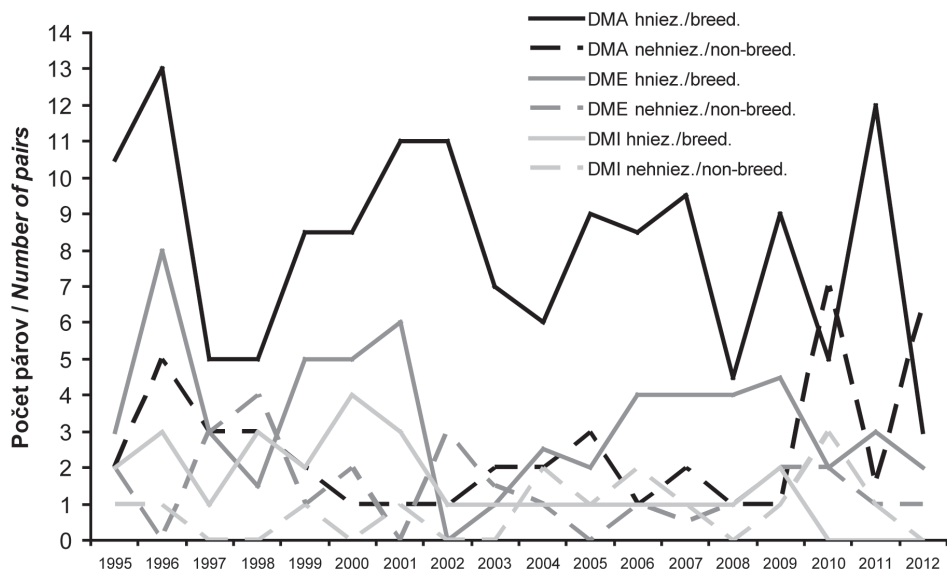
Table 2 Mean population density of particular woodpecker species (in pairs per 10 ha) and its variability during 18 years

Druh Species	Priemer Mean	Smerodajná odchýlka Standard deviation	Výberová chyba priemeru Standard error of mean	Minimum – Maximum	Flukтуаčný koeficient Coefficient of fluctuation
<i>D. major</i> – celková/total	1,69	0,43	1,47–1,90	0,9–2,9	1,27
<i>D. major</i> – hniezdna/breed.	1,29	0,45	1,06–1,51	0,5–2,1	1,42
<i>D. medius</i> – celková/total	0,76	0,26	0,64–0,89	0,3–1,3	1,35
<i>D. medius</i> – hniezdna/breed.	0,53	0,31	0,38–0,68	0,0–1,3	1,67
<i>D. minor</i> – celková/total	0,38	0,18	0,29–0,47	0,0–0,6	1,56
<i>D. minor</i> – hniezdna/breed.	0,26	0,18	0,17–0,34	0,0–0,6	1,62
<i>D. leucotos</i>	0,22	0,04	0,20–0,24	0,2–0,3	1,17
<i>D. martius</i>	0,01	0,03	0,00–0,03	0,0–0,1	1,25
<i>P. canus</i>	0,02	0,04	0,00–0,04	0,0–0,1	1,30
<i>P. viridis</i>	0,01	0,02	0,00–0,02	0,0–0,1	1,18



Obrázok 1 Fluktuácia v celkovej a hniezdnej populačnej hustote druhov *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) a *D. minor* (DMI) na ploche v priebehu 18 rokov

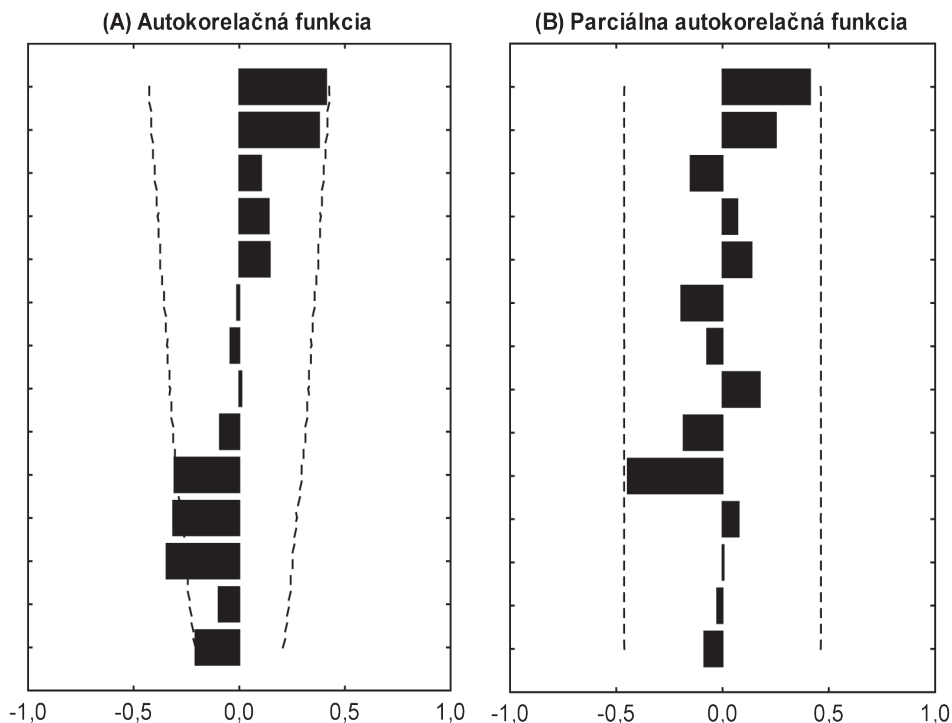
Figure 1 Fluctuations in total and breeding population densities of *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) and *D. minor* (DMI) at the study plot during 18 years



Obrázok 2 Počet hniezdiacich a nehniedzdiacich párov druhov *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) a *D. minor* (DMI) na ploche v priebehu rokov 1995–2012

Figure 2 Number of breeding and non-breeding pairs of *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) a *D. minor* (DMI) at the study plot during 1995–2012

Na základe analýzy autokorelačných funkcií časových radov možno usudzovať, že v prípade celkovej aj hniezdnej hustoty druhov *D. major*, *D. medius* a *D. minor* dáta viac alebo menej zodpovedajú autoregresnému modelu druhého rádu – AR(2) (obr. 3) definovaného funkciou $X_t = \beta_1 X_{t-1} + \beta_2 X_{t-2} + e_t$, tzn. že populačná hustota X_t v danom roku je určená okrem iného aj populačnou hustotou v predchádzajúcich dvoch rokoch X_{t-1} a X_{t-2} a neznámym bielym šumom e_t s normálnym rozdelením, pričom fluktuácie majú vo všetkých prípadoch kvázicyklický charakter s periódou 3–4 roky (celková hustota *D. major*), 2 roky (hniezdna hustota *D. major*), 9 rokov, resp. 2–3 roky (celková hustota *D. medius*), 4–5 rokov, resp. 2–3 roky (hniezdna hustota *D. medius*), 4–5 rokov (celková hustota *D. minor*) alebo 2 roky, resp. 9 rokov (hniezdna hustota *D. minor*). Lineárny viacrozmerný regresný GLM model však ani v jednom prípade nebol štatisticky významný a vysvetľoval v jednotlivých prípadoch len 8–39 % variability zistených populačných hustôt.



Obrázok 3 Typický priebeh autokorelačnej (A) a parciálnej autokorelačnej funkcie (B) zodpovedajúci autokorelačnému modelu AR(2) – v tomto prípade ide o hniezdnú hustotu druhu *D. minor*

Figure 3 Typical behaviour of autocorrelation (A) and partial autocorrelation functions (B) responding to the autoregressive model AR(2) – breeding population density of *D. minor* in this case

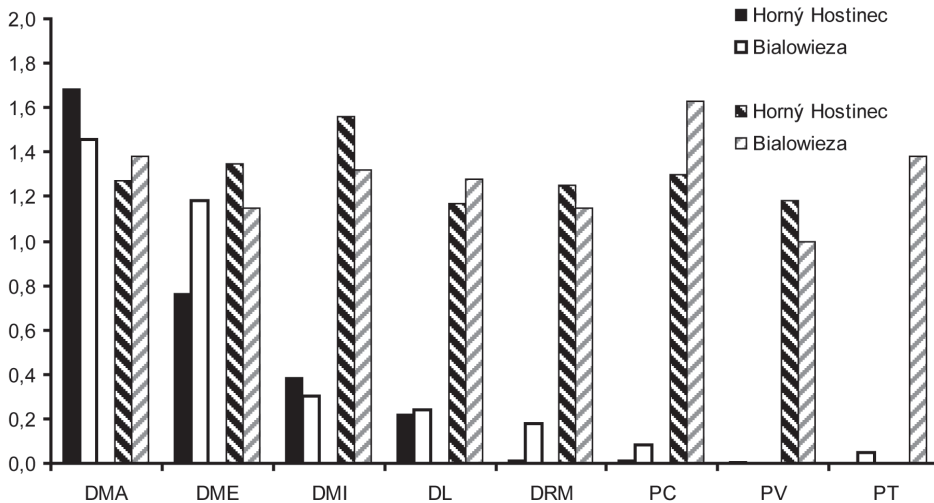
DISKUSIA A ZÁVERY

Štúdií zaoberajúcich sa dlhodobými zmenami populačnej hustoty d'atľov v dubových lesoch nie je veľa. Údaje z podobného prostredia sú v podstate k dispozícii len z Bialowiezského pralesa z troch plôch (79,5 ha) patriacich k asociácii *Tilio-Carpinetum* s dominantnými drevinami *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Carpinus betulus* a *Picea abies* vo veku väčšinou nad 200 rokov (WESOŁOWSKI, TOMIAŁOJC 1986). Údaje o populačnej hustote d'atľov počas rokov 1995–2009 sú v prácach WESOŁOWSKI *et al.* (2002, 2006, 2010), hoci detailnejšie analyzované zatiaľ neboli. Autori zistili podobne ako my 7 druhov d'atľov, na rozdiel od našej plochy nezaznamenali druh *Picus viridis* a navyše tam hniezdil druh *Picoides tridactylus*. Porovnanie priemerných populačných hustôt jednotlivých druhov d'atľov na oboch lokalitách je na obr. 4. Výrazný rozdiel je najmä pri druhoch *D.*

medius, *D. martius* a *P. canus*, ktorých populačné hustoty boli v Bialowiezskom pralese vyššie v porovnaní so slovenskou lokalitou. To pravdepodobne súvisí hlavne s habitatovými nárokmi týchto druhov, pretože ide o druhy viazané hlavne na staré, štruktúrne diverzifikované lesy s dostatkom starých stromov (CRAMP *et al.* 1994). Relatívne vysoká populačná hustota druhov *D. major* a *D. minor* v hospodárskom lese na slovenskej lokalite v porovnaní s Bialowiezskym pralesom mohla byť spôsobená lepšími trofickými podmienkami, hlavne vyššou početnosťou húseníc (porovnaj ale WESOŁOWSKI, ROWINSKI 2006), ktoré sú hlavnou potravou mláďat (PAVLÍK 1997).

Z hľadiska populačnej hustoty (obr. 1) bola pri druhu *D. major* zistená najvyššia populačná hustota hniezdiacich párov v roku 1996 (2,1 páru na 10 ha), v rokoch 2001 a 2002 (1,7 páru na 10 ha) a v roku 2011 (1,9 páru na 10 ha), naopak najnižšia 1997 a 1998 (0,8 páru na 10 ha), v roku 2008 (0,7 páru na 10 ha), v roku 2010 (0,8 páru na 10 ha) a v roku 2012 (0,5 páru na 10 ha). Pri druhu *D. medius* najvyššia populačná hustota hniezdiacich párov bola zistená v roku 1996 (1,3 páru na 10 ha), v rokoch 1999–2001 (0,8–1,0 pár na 10 ha) a v roku 2009 (0,7 páru na 10 ha), najnižia v roku 1998 (0,2 páru na 10 ha), v roku 2002 (0,0 páru na 10 ha, hoci sa o zahniezdenie pokúšali 3 páry), v roku 2005 (0,3 páru na 10 ha) a v rokoch 2005, 2010 a 2012 (0,3 páru na 10 ha). Druh *D. minor* dosiahol najvyššiu populačnú hustotu hniezdiacich párov v roku 1996 a 1998 (0,5 páru na 10 ha) a v roku 2000 a 2001 (0,5–0,6 páru na 10 ha), najnižšiu v roku 1997 a v rokoch 2002–2008 (0,2 páru na 10 ha). V rokoch 2010–2012 nehniezdil na ploche ani jeden pár, hoci v roku 2010 sa o hniezdenie pokúšali 3 páry a v roku 2011 1 pár. V roku 2012 nebol tento druh na ploche vôbec zistený. To spolu so štatisticky významným negatívnym trendom početnosti tohto druhu na ploche v priebehu rokov 1995–2012 poukazuje na jeho postupné vytrácanie sa aj z vhodných habitatov v súlade s celoeurópskym trendom (NILSSON 1997). Pravidelné hniezdenie 1–2 párov druhu *D. leucotos* na ploche s výraznou prevahou dubových lesov v priebehu 18 rokov už bolo analyzované na inom mieste (PAVLÍK 1999b). Druhy s veľkým hniezdnym okrskom (*D. martius*, *P. canus*, *P. viridis*) hniezdili priamo na ploche len občas (1–3 prípady), avšak plocha bola často súčasťou ich potravného okrsku (tab. 1). Zistené hodnoty populačnej hustoty dŕaťov zodpovedajú doterajším literárnym údajom z podobných habitatov na Slovensku (DANKO *et al.* 2002, KRIŠTÍN 2002), resp. v širšom európskom kontexte (CRAMP *et al.* 1994).

Miera fluktuácie pri druhoch *D. major*, *D. medius* a *D. minor* bola vyššia v prípade hniezdnej hustoty v porovnaní s celkovou hustotou. To poukazuje na to, že počet hniezdiacich párov dŕaťov je viac limitovaný aktuálnou potravnou ponukou ako celkový počet o hniezdenie sa pokúšajúcich párov dŕaťov. Ďatle sa síce na jar snažia zahniezdiť, avšak aktuálna potravná ponuka limituje ich počet a časť párov nezahniezdi. Aktuálne výsledky ukázali, že v priemere štvrtina až tretina párov snažiacich sa na jar obsadiť hniezdne okrsky nie je úspešná a nezahniezdi (obr. 2). Pritom počet nehniezdiacich párov sa môže vyrovnáť, alebo dokonca prevýšiť počet hniezdiacich párov (pri druhu *D. major* v rokoch 2010 a 2011, pri druhu *D. medius* v rokoch 1997–1999, 2002–2003 a 2010, pri druhu *D. minor* v rokoch 2004–2007 a 2010–2011, obr. 2).



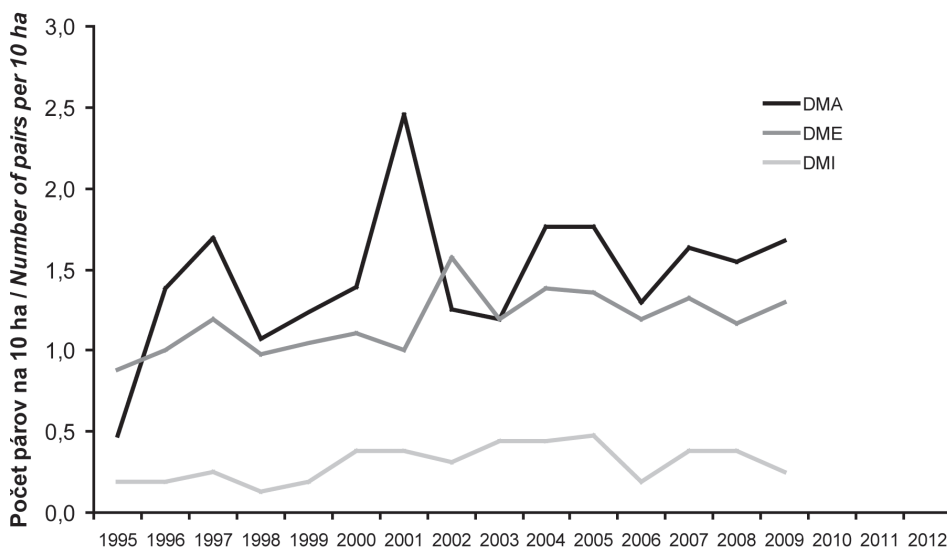
Obrázok 4 Porovnanie priemerných populačných hustôt (v pároch na 10 ha) jednotlivých druhov d'atľov (čiernie stĺpce slovenská lokalita, biele stĺpce Białowiezsky prales) a hodnoty flukтуаčného koeficientu (čierno šrafované stĺpce slovenská lokalita, sivo šrafované stĺpce Białowiezsky prales)

Figure 4 A comparison of mean population densities (in pairs per 10 ha) of particular woodpecker species (black bars Slovak site, white bars the Białowieża primeval forest) and coefficients of fluctuation (black-shaded bars Slovak site, grey-shaded bars the Białowieża primeval forest)

Pri celkovej aj hniezdnej hustote bola najnižšia miera fluktuácie zaznamenaná pri druhu *D. major* v porovnaní s druhmi *D. medius* a *D. minor*. MICHAŁEK *et al.* (2001) napopak zistil, že fluktuácie medzi jednotlivými hniezdnymi sezónami sú o niečo väčšie pri druhu *D. major* v porovnaní s druhom *D. medius*. Rovnako tomu bolo aj v prípade Białowiezského pralesa (obr. 4, 5). K podobným záverom, avšak v rámci krátkodobých štúdií, dospeli aj WESOŁOWSKI a TOMIAŁOJC (1986) a GÜNTHER (1992), ktorý navyše upozorňuje, že populačná hustota druhu *D. medius* v malých izolovaných populáciách kolíše viac ako vo veľkých, neizolovaných dubových lesoch.

Výrazné dlhodobé kolísanie v populačnej hustote d'atľov (obr. 1) mohlo byť spôsobené jednak aktuálnou ponukou potravy v jednotlivých rokoch, ako aj vplyvom počasia, zvlášť klimatických extrémov. Vplyv týchto činiteľov na fluktuáciu populačnej hustoty d'atľov na ploche v priebehu 18 rokov sa zatiaľ osobitne nevyhodnotil a bude predmetom ďalšej analýzy. V inej štúdii sme zistili, že v prípade druhu *D. major* bola jeho hniezdna hustota štatisticky preukazne korelovaná ($r = 0,70$, $P < 0,05$) s kvantitou listožravých húseníc (Geometridae, Tortricidae, Noctuidae) na duboch ako dominantnej potravy mlád'at (PAVLÍK 1997, 1999). *D. major* dosahoval najvyššiu hniezdnú hustotu pri strednej početnosti húseníc. Pri nízkej početnosti, resp. pri masovom premnožení bola hniezdna hustota

výrazne nižšie kvôli nedostatku potravy, resp. vyhýbaniu sa porastom so silným žerom húseníc. Silným žerom húseníc v korunách dubov na skúmanej ploche sa vyznačovali napr. roky 1997–1998 a 2004, kedy zároveň došlo aj k výraznému zníženiu počtu hniezdiacich párov druhu *D. major* na ploche, v rokoch 1997 a 1998 aj pri druhu *D. medius* (obr. 1, 2).



Obrázok 5 Fluktuácia populačnej hustoty druhov *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) a *D. minor* (DMI) v Białowiezskom pralese v rokoch 1995–2009 (WESOŁOWSKI *et al.* 2002, 2006, 2010)

Figure 5 Fluctuations of population densities in *D. major* (DMA), *D. medius* (DME) a *D. minor* (DMI) in the Białowieża primeval forest during 1995–2009 (WESOŁOWSKI *et al.* 2002, 2006, 2010)

Počasie môže pri d'atľoch významným spôsobom ovplyvňovať počet hniezdiacich párov v jednotlivých rokoch, hoci nie vo všetkých štúdiách sa to potvrdilo (WESOŁOWSKI, TOMIALOJC 1986, GÜNTHER 1992, BÜHLMANN, PASSINELLI 1996). Ide hlavne o negatívny vplyv nízkych teplôt počas zimy na prežívanie mláďat a dospelých a na následný počet hniezdiacich párov, ako aj o negatívny vplyv nízkych teplôt a intenzívnych zrážok počas hniezdenia na úspešnosť hniezdenia a na počet vyvedených mláďat.

MICHALEK *et al.* (2001) zistili, že v Rakúsku silné dažďové zrážky v priebehu mája až júla mali negatívny vplyv na hniezdnu hustotu druhu *D. major* v nasledujúcom roku. Pri druhu *D. medius* bola hniezdna hustota negatívne ovplyvňovaná priebehom teplôt na jar. Na druhej strane nepreukázali negatívny vplyv počasia v zimných mesiacoch na populačnú hustotu druhov *D. major* a *D. medius* v nasledujúcej hniezdnej sezóne, podobne ako BÜHLMANN a PASSINELLI (1996) vo Švajčiarsku pri *D. medius* a MARCHANT *et al.* (1990)

pri *D. major* vo Veľkej Británii. Na druhej strane v severnej Európe sa zaznamenal negatívny vplyv zimných teplôt na hniezdnu hustotu d'atľov pri *D. major* a *D. minor* (SAARI, MIKUSINSKI 1996), ako aj pri *D. medius* (PETTERSSON 1985, WESOŁOWSKI 1992). STEEN *et al.* (2006) zistili, že decembrové a júnové teploty (priamy vplyv na zimné prežitie jedincov a nepriamy vplyv na potravnú ponuku a úspešnosť hniezdenia) v predchádzajúcom roku objasnia až 56 % zmien početnosti druhu *D. minor* na jar v Nórsku. WESOŁOWSKI a TOMIAŁOJC (1986) však nezistili štatisticky preukaznú závislosť medzi zmenami početnosti druhov *D. major* a *D. medius* a priemernou zimnou teplotou, hoci v prípade druhu *D. medius* bola závislosť výrazne silnejšia.

PASINELLI (2001) uvádza, že nízke teploty a vysoké množstvo zrážok v čase kŕmenia mláďat znižuje úspešnosť hniezdenia pri druhu *D. medius*, čo dáva do súvislosti s ťažkosťami so zabezpečením dostatku potravy pre mláďatá v období nepriaznivého počasia. Podobne PAVLÍK (2008) poukázal na to, že úspešnosť hniezdenia druhu *D. major* štatisticky signifikantne ($r = 0,73$, $P = 0,047$) korelovala s podielom malých húseníc v potrave mláďat počas kritického obdobia 5 dní po vyliahnutí, pričom ponuka týchto húseníc závisí od stavu olistenia dubov a času liahnutia mláďat, čo ovplyvňujú teplotné pomery v marci, resp. apríli. So zväčšujúcou sa teplotnou odchýlkou od dlhodobého priemeru sa ponuka malých húseníc znižovala, čím sa znižovala aj úspešnosť hniezdenia. Tá je tak najväčšia v teplotne normálnej jari ako dôsledok dlhodobých adaptačných procesov. Napr. v teplotne normálnej jari 1995 sa mláďatá liahli v priemere 13,5, kedy boli duby už zalistené, ale listy ešte nedosahovali normálnu veľkosť. Hlavnou potravou mláďat boli malé húsenice (84 %) a úspešnosť hniezdenia bola 88 %. V teplotne nadnormálnej jari 2007 sa mláďatá liahli v priemere 3,5, kedy boli duby už plne olistené. Malé húsenice tvorili 44 %, väčšie húsenice 35 % potravy mláďat, úspešnosť hniezdenia bola 78 %. V teplotne podnormálnej jari 1997 sa mláďatá liahli v priemere až 22,5, kedy boli duby plne olistené. Potravu mláďat tvorili len väčšie húsenice (89 %), úspešnosť hniezdenia bola 63 %. V teplotne veľmi extrémnej jari 2006 (extrémne studený marec, extrémne teplý apríl) sa mláďatá liahli v priemere 8,5, kedy sa listie dubov ešte len rozvíjalo. Prevažnú časť potravy mláďat tvorili imága dvojkrídlovcov (60 %), zvyšok boli malé húsenice. Úspešnosť hniezdenia bola len 56 % (PAVLÍK 2008).

Na skúmanej ploche chladné a daždivé počasie v hniezdnej sezóne 2010 spôsobilo výrazné zníženie počtu hniezdiacich párov pri druhoch *D. major*, *D. medius* a *D. minor* (obr. 1, 2). V prípade druhu *D. minor* nezahniezdil ani jeden pár, hoci obsadené boli až 3 okrsky, čo mohlo viesť k postupnému vymiznutiu tohto d'atľa z plochy v roku 2012. Za povšimnutie stojí aj skutočnosť, že teplotne a zrážkovo normálna hniezdna sezóna 1995 s vysokou úspešnosťou hniezdenia viedla v nasledujúcom roku k výraznému nárastu počtu hniezdiacich párov druhov *D. major*, *D. medius* a *D. minor* (obr. 1, 2). Naopak teplotne podnormálna hniezdna sezóna 1997 ako aj teplotne nadnormálna hniezdna sezóna 2007 s výrazne nižšou úspešnosťou hniezdenia v porovnaní s rokom 1995 viedla k výraznému zníženiu počtu hniezdiacich párov druhov *D. major* a *D. medius* v hniezdnej sezóne 1997 a 1998, resp. k výraznému zníženiu hustoty druhu *D. major* v hniezdnej sezóne 2008 (obr. 1, 2). Podobne tomu bolo aj v teplotne nadnormálnej hniezdnej sezóne 2012 (obr. 1,

2). Naproti tomu teplotne extrémna hniezdna sezóna 2006 s extrémne studeným marcom a extrémne teplým aprílom sa na populačných hustotách d'aťov neprejavila negatívne ani v nasledujúcom roku (obr. 1, 2). Tejto problematike bude potrebné v budúcnosti venovať viac pozornosti, pretože zvyšujúca sa frekvencia klimatických extrémov spôsobená klimatickými zmenami sa môže negatívne prejavovať aj v populáciách d'aťov, ako o tom svedčia niektoré práce v prípade druhu *Parus major* (VISSER *et al.* 1998, 2006).

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- BÜHLMANN, J., PASINELLI, G., 1996: Beeinflussen kleinflächige Waldnutzung und Wetter die Siedlungsdichte des Mittelspechts *Dendrocopos medius*? In: Orn. Beob., 93, p. 267–276.
- CRAMP, S. *et al.*, 1994: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. IV. Oxford, New York: Oxford University Press.
- CRICK, H. Q. P., 2004: The impact of climatic change on birds. In: Ibis, 146, p. 48–56.
- DANKO, Š., DAROLOVÁ, A., KRIŠTÍN, A. (Eds.), 2002: Rozšírenie vtákov na Slovensku. Bratislava: Veda.
- ERB, J., BOYCE, M. S., STENSETH, N. CH., 2001: Population dynamics of large and small mammals. In: Oikos, 92, p. 3–12.
- GREGORY, R. D., van STRIEN, A., VOŘÍŠEK, P., GMELIG MEYLING, A. W., NOBLE, D. G., FOPPEN, R. P. B., GIBBONS, D. W., 2005: Developing indicators for European birds. In: Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 360, p. 269–288.
- GREGORY, R. D., VOŘÍŠEK, P., van STRIEN, A. *et al.*, 2007: Population trends of widespread woodland birds in Europe. In: Ibis, 149, p. 78–97.
- GÜNTHER, E., 1992: Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandesentwicklung und zum Habitat des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). In: Ornithol. Jber. Mus. Heineanum, 10, p. 31–53.
- HANSKI, I., Korpimäki, E., 1995: Microtine rodent dynamics in northern Europe: parameterized models for the predator-prey interaction. In: Ecology, 76, p. 840–850.
- HEWSON, CH. M., NOBLE, D. G., 2009: Population trends of breeding birds in British woodlands over a 32-year period: relationships with food, habitat use and migratory behaviour. In: Ibis, 151, p. 464–486.
- HOLMES, R. T., SHERRY, T. W., 2001: Thirty-year bird population trends in unfragmented temperate deciduous forest: Importance of habitat changes. In: Auk, 118, p. 589–609.
- KORŇAN, M., 2012: Dynamika hniezdnej ornitocenózy bukovo-jedľového pralesa v Národnej prírodnej rezervácii Šrámková: 10-ročná štúdia. In: KROPIL, R., LEŠO, P. (eds): Aplikovaná ornitológia 2012. Zborník abstraktov z konferencie. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, s. 22–23.
- KRIŠTÍN, A., 2002: Woodpecker distribution and abundance along a vertical gradient in Poľana Mts. In: Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden, 48, p. 119–125.
- MARCHANT, J. H., HUDSON, R., CARTER, S. P., WHITTINGTON, P., 1990: Population trends in British breeding birds. Tring (BTO). Nature Conservancy Council.
- MARTIN, K., EADIE, J. M., 1999: Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. In: Forest Ecology and Management, 115, p. 243–257.
- MARTIN, K., NORRIS, A., DREVER, M., 2006: Effects of bark beetle outbreak on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. In: BC Journal of Ecosystems and Management, 7, p. 10–24.

- MAY, R., 1999: Unanswered questions in ecology. In: Phil. Trans. R. Soc. Land. B, 354, p. 1951–1959.
- MICHALEK, K. G., AUER, J. A., GROSSBERGER, H., SCHMALZER, A., WINKLER, H., 2001: Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. In: Abh. Ber. Mus. Heineanum, 5, p. 31–58.
- NILSSON, S. G., 1997: Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. In: HAGEMEIJER, W., J., M., BLAIR, M. J. (Eds): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. London: T.R.A.D. Poyser.
- PASINELLI, G., 2001: Breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. In: Ardea, 89, p. 353–361.
- PAVLÍK, Š., 1997: Ďatle ako predátory listožravých húseníc motýľov v dubových porastoch. In: Tichodroma, 10, s. 127–137.
- PAVLÍK, Š., 1999a: Population density of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*: variations in space and time in oak forests. In: Folia Zool., 48, p. 191–198.
- PAVLÍK, Š., 1999b: Breeding ecology of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in an oak forest. In: Biologia, Bratislava, 54, p. 187–194.
- PAVLÍK, Š., 2008: Potrava mláďat ďatľa veľkého (*Dendrocopos major*) po vyľiahnutí v klimaticky extrémnych hniezdnych sezónach. In: KROPIL, R., LEŠO, P. (eds): Aplikovaná ornitológia 2008. Zborník abstraktov z konferencie. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, s. 11.
- PETTERSSON, B., 1985: Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories of extinction. In: Biol. Conservation, 32, p. 335–353.
- SAARI, L. MIKUSINSKI, G., 1996: Population fluctuations of woodpecker species on the Baltic island of Aasla, SW Finland. In: Ornis Fennica, 73, p. 168–178.
- STEEN, R., SELÅS, V., STENBERG, I., 2006: Impact of weather on annual fluctuations in breeding numbers of Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in Norway. In: Ardea, 94, p. 225–231.
- TOMIALOJC, L., 1980: The combined version of the mapping method. In: OELKE, H. (ed.): Vogelerfassung und Naturschutz. Proc. VI Intern. Conf. Bird Census Work, Göttingen, p. 92–106.
- TOMIALOJC, L., WESOŁOWSKI, T., 1994: Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Białowieża (Polen). In: Orn. Beob., 91, p. 73–110.
- TYSON, R., HAINES, S., HODGES, K. E., 2010: Modelling the Canada lynx and snowshoe hare population cycles: the role of specialist predators. In: Theor. Ecol., 3, p. 97–111.
- VIK, J. O., BRINCH, CH. N., BOUTIN, S., STENSETH, N. CH., 2008: Interlinking hare and lynx dynamics using a century's worth of annual data. In: Popul. Ecol., 50, p. 267–274.
- VISSER, M. E., HOLLEMAN, L. J. M., GIENAPP, P., 2006: Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. In: Oecologia, 147, p. 164–172.
- VISSER, M. E., VAN NOORDWIJK, A. J., TINBERGEN, J. M., LESSELS, C. M., 1998: Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits *Parus major*. In: Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci., 265, p. 1867–1870.
- WESOŁOWSKI, T., 1992: Variations in the numbers of resident birds in a primeval temperate forest: are winter, weather, seedcrop, caterpillars and interspecific competition involved? In: HAGEMEIJER, E. J. M., VERSTRAEL, T. J. (Eds.): Bird numbers 2002, p. 203–211.
- WESOŁOWSKI, T., 2011: Blackcap *Sylvia atricapilla* numbers, phenology and reproduction in a primeval forest – a 33-year study. In: J. Ornithol., 152, p. 319–329.
- WESOŁOWSKI, T., MITRUS, C., CZESZCZEK, D., ROWINSKI, P., 2010: Breeding bird dynamics of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. In: Acta Ornithol., 37, p. 27–45.
- WESOŁOWSKI, T., ROWINSKI, P., 2006: Tree defoliation by winter moth *Operophtera brumata* L. during an outbreak affected by structure of forest landscape. In: Forest Ecology and Management, 221, p. 299–305.
- WESOŁOWSKI, T., ROWINSKI, P., MITRUS, C., CZESZCZEK, D., 2002: Breeding bird community in a primeval temperate forest over thirty-five years: variations and stability in the changing world. In: Acta Ornithol., 45, p. 209–232.
- WESOŁOWSKI, T., TOMIALOJC, L., 1986: The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. In: Acta Ornithol., 22, p. 1–21.

- WESOŁOWSKI, T., TOMIAŁOJC, L., 1997: Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest: long-term trends in Białowieża National Park (Poland). In: *Ecography*, 20, p. 432–453.
- WESOŁOWSKI, T., TOMIAŁOJC, L., MITRUS, C., ROWIŃSKI, P., CZESZCZEWIK, D., 2002: The breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. In: *Acta Ornithol.*, 37, p. 27–45.
- WHITTAKER, R. H., 1975: *Communities and Ecosystems*. New York: Mac Millan Publishing Co. Inc.
- WIENS, J. S., 1984: The place of long-term studies in ornithology. In: *Auk*, 101, p. 202–203.
- WORMWORTH, J., MALLON, K., 2012: Bird species and climate change: The global status report. World Wide Fund for Nature. Retrieved from CAKE <http://www.cakex.org/virtual-library/2461>.
- Warmworth, J., Mallon, K., 2012: *Bird Species and Climate Change: The Global Status Report*.
-

Adresa autora:

Ing. Štefan Pavlík, PhD.

Katedra ochrany lesa a poľovníctva

Lesnícka fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 20

960 53 Zvolen

e-mail: spavlik@pobox.sk

Zmeny populačnej hustoty d'atľov v dubovom lese: 18-ročná prípadová štúdia

Abstrakt

Cieľom práce bolo analyzovať zmeny v populačnej hustote jednotlivých druhov d'atľov v dubovom lese pri Krupine počas rokov 1995–2012. Populačná hustota sa zisťovala kombinovanou verziou metódy mapovania hniezdných okrskov. Zistilo sa celkovo 7 druhov d'atľov. Populačná hustota pri niektorých druhoch v priebehu sledovaných rokov výrazne kolísala (*D. major* 0,9–2,9 páru/10 ha, *D. medius* 0,3–1,3 páru/10 ha, *D. minor* 0,0–0,6 páru/10 ha), pričom fluktuácie mali viac-menej kvázicyklický charakter. Miera fluktuácie pri týchto druhoch bola vyššia v prípade hniezdnej hustoty v porovnaní s celkovou hustotou. Približne 20–33 % párov snažiacich sa na jar obsadiť hniezdne okrsky nie je úspešná a nezahniezdi. Fluktuácie výkyvy v jednotlivých rokoch mohli byť spôsobené jednak aktuálnou ponukou potravy počas hniezdenia, ako aj vplyvom počasia, zvlášť klimatických extrémov v priebehu hniezdnej sezóny, resp. zimy. Pri zvyšných druhoch bola populačná hustota relatívne stabilná (*D. leucotos* 0,2–0,3 páru/10 ha, *D. martius*, *P. canus* a *P. viridis* 0,0–0,1 páru/10 ha). Získané výsledky sú porovnané s výsledkami získanými z podobného habitatu v Białowiežskom pralese (Poľsko) v priebehu rokov 1995–2009.

Kľúčové slová: d'atle, populačná hustota, fluktuácia, ponuka potravy, počasie, klimatické extrémny, dubový les

ÚČINNOSŤ PREVENTÍVNEJ OCHRANY LESNÝCH DREVÍN PROTI ODHRYZU PREŽÚVAVOU ZVEROU

Ľubomír BÚTORA – Peter GARAJ – Rudolf KROPIL –
– Štefan PAVLÍK – Tibor PATAKY

Bútor L., Garaj P., Kropil R., Pavlík Š., Patak T.: Research of the preventive tree protection against roof-game browsing. Acta Facultatis Forestalis, 55(1): 133–147, 2013.

The possibilities of ash and beech growing-up were analysed in dependence on the method of an individual protection of trees. From this point of view, both the height growth and increment as well as browsing damages were analysed considering a particular way of tree protection. Modern progressive methods of an individual tree protection were used in the research (plastic tube shields and plastic spirals). Chemical repellents (Cervacol Extra, Lentacol, Stop Z) were tested as well. The statistical analysis showed that no significant differences in efficiency of repellents were found. Moreover, some negative effects of repellents on tree growth and tree health status were found in some cases. On the other hand, means of the individual tree protection used in the research stimulated greatly the height growth particularly in broad-leaved trees which was comparable to that in game-proof fences without game access. Using repellents against game browsing in the most attractive trees is pointless. The individual mechanical protection of trees is more economical comparing to the chemical protection considering not only faster tree growing-up and better tree health status, but also a money-saving. Apart from that, it is a need to take an ecological standpoint into account which is important with regard to both the nature conservation and environment. Principles of young forest stands protection in the conditions of the School Forest Enterprise of the Technical University in Zvolen were proposed based on comparative experiments using means of an individual tree protection. It is possible to modify these findings also under other conditions of a forest management to achieve an optimal solution of ecological, economical and technical problems of tree prevention against red deer browsing.

Key words: roof-game, repellents, methods of forest protection

ÚVOD

Za príčinu nadmerného poškodzovania lesných drevín sa vo všeobecnosti pokladajú trofické a ekologické činitele. Zdôvodňuje sa to tým, že lesné hospodárstvo ochudobňuje prirodzené zásoby potravy raticovej zveri kvalitatívne aj kvantitatívne (napr. zmena drevinového zloženia, ktorá neodpovedá prirodzenému zloženiu, zmena hospodárskych spôsobov pestovania lesa, ktorá tiež spôsobuje vo väčšej alebo menšej miere zmeny v prostredí zveri, atď.).

Pri poškodzovaní lesa zverou vznikajú pomerne vysoké škody, najmä na porastoch mladších vekových stupňov. Takéto porasty sú poškodzované najmä v zimnom období,

keď je nedostatok prirodzenej potravy a to predovšetkým na lokalitách so zvýšenou koncentráciou zveri. Prejavujú sa predovšetkým v podobe odhryzu a poškodzovania kmienkov vytĺkaním parožia. Takéto a podobné negatívne vplyvy je potrebné v čo najväčšej miere eliminovať okrem iného aj pomocou preventívnych ochranných opatrení.

Technické opatrenia požívané pri ochrane drevín resp. porastov proti voľne žijúcej zveri môžu pôsobiť fyzikálne alebo chemicky. Môžu mať charakter rôznych zábran, odpudzovadiel a plašidiel. Spravidla sa aplikujú ako individuálne, prípadne plošné ochranné prostriedky.

Pokusne sa na území Vysokoškolského lesníckeho podniku Technickej univerzity vo Zvolene založia plochy na testovanie účinnosti vybraných spôsobov individuálnej mechanickej a chemickej ochrany hlavných hospodárskych drevín proti odhryzu zverou. Počas niekoľkých rokov sa na vybraných lokalitách budú takýmto spôsobom ošetrované dreviny opakovane podrobne sledovať, aby bolo možné na základe získaných výsledkov posúdiť, do akej miery sa použité preventívne opatrenia (vrátane kontrolných plôch) premietnu do kvality budúceho porastu.

ROZBOR PROBLEMATIKY

Škody spôsobené zverou na lesných porastoch sa na Slovensku každoročne vyhodnocujú podľa metodického postupu, toho času platného od r. 2006 (Find'o, Petráš), v ktorom jeho autori okrem iného definujú aj pojmy poškodenie a zničenie dreviny (porastu). Za poškodené sa podľa nich pokladajú jedince schopné regenerácie so zhrozeným vrcholovým výhonkom alebo v kombinácii s odhryzom bočných výhonkov, za zničené zasa jedince bez perspektívy regenerácie alebo uhynuté. Škoda sa v zmysle metodického postupu zisťuje len na tých drevinách, ktoré lesný hospodársky plán uvádza v obnovnom zastúpení alebo predpise zalesňovania, vrátane prirodzenej obnovy.

Nie však každé poškodenie drevín odhryzom raticovou zverou predstavuje aj skutočnú škodu na poraste v zmysle hospodárskom či ekologickom. Aby bolo možné zistiť či ku škode došlo alebo nie, musí byť najprv definovaný konkrétny cieľ – očakávané podmienky, ktoré sa porovnávajú s existujúcimi podmienkami a na základe overených rozdielov sa posúdi, či nadefinovaný cieľ bol splnený alebo nie, alebo inými slovami, či ku škode došlo alebo nie. Z tohto hľadiska je pri hodnotení škôd zverou na lesných kultúrach a nárastoch dôležité zohľadniť (REIMOSER, GOSSOW, 1996):

- skutočnú potrebu obnovy,
- obnovný cieľ (zastúpenie drevín, ich početnosť na jednotku plochy a pod.),
- dispozíciu, resp. odolnosť drevín voči poškodeniu zverou,
- pôvod škodlivého činiteľa (najmä v prípadoch prejavujúcich sa podobnými symptómami).

Zvlášť dôležité (predovšetkým pre naplnenie obnovného cieľa) je vychádzať z tzv. kompenzačnej mortality drevín, ktorá predstavuje prirodzený úbytok stromov na jednotku plochy v dôsledku samozriedavania. Z uvedeného dôvodu mortalita stromov zapríčinená poškodzovaním zverou je menej významná, ako prirodzený úbytok stromov. Preto pri

výpočte škôd zverou je potrebné v prvom rade zamerať sa na početnosť nepoškodených drevín.

PFEFFER (1961) rozlišuje pojem poškodenie, ako ujmu fyziologickú, t.j. každé porušenie vývoja dreveniny (prípadne porastu) majúci za následok zníženie drevinovej produkcie alebo jej akosti a pojem škoda, ktorým sa rozumie zmenšenie úžitkovej hodnoty dreva. V ochrane lesa sa ňou rozumie poškodenie dreveniny alebo porastu z hľadiska ekonomického. Veľkosť škody sa vyjadruje v porovnávacích jednotkách, ako napr. kubické metre (drevo) alebo hektáre (plocha poškodeného porastu).

STOLINA (1985) pod pojmom poškodenie stromu rozumie poškodenie, ktoré spôsobuje fyziologickú, morfológickú alebo anatomickú poruchu, znamenajúcu zníženie produkcie dreva alebo jeho kvality, prípadne obmedzenie environmentálnej funkcie stromu. Poškodenie porastu definuje ako špecifický biocenotický proces dynamiky lesného ekosystému, vyvolaný vplyvom prírodných alebo antropogénnych činiteľov, ktorými sa naruša jeho plynulý hospodársky žiaduci vývoj a plnenie úžitkových funkcií. Najvyšší stupeň poškodenia, pri ktorom dochádza k zániku stromu alebo porastu sa nazýva zničenie stromu (porastu) alebo znehodnotenie dreva. Škoda je zase charakterizovaná ako zníženie produkcie alebo úžitkovej hodnoty stromu.

POLLANSCHÜTZ (1995) definuje škodu zverou v lese z hľadiska hospodárskeho ako poškodenie, ktoré spôsobí zver na stromoch a sadenicích znížením výnosu alebo nákladu. Škoda v užšom slova zmysle nastáva až vtedy, ak je prírode znemožnené eliminovať poškodenia, ktoré zver spôsobí. Za hospodársku škodu je okrem toho potrebné považovať aj výšku vynaložených finančných nákladov na ochranu proti škodám zverou vrátane nákladov na ich odstránenie, podobne ako aj výšku úhrad za mimoriadne opatrenia s touto činnosťou spojené. NOVOTNÝ, VARÍNSKY a kol. (2003) rozumejú pod pojmom škoda podstatné (vyčísliteľné) zníženie úžitkovej hodnoty dreva alebo zmenšenie produkcie porastu, tiež ujmu na verejnoprospešných funkciách lesa spôsobené škodlivým činiteľom (napr. zlomy a vývraty). Môže to mať charakter priamej alebo nepriamej škody.

Podľa STOLINU (1985) k poškodzovaniu stromov dochádza vtedy, keď zver tlmí hlad, pociťuje nedostatok určitých živín, odstraňuje lyko z parožia (vytlkanie), prípadne nahodne, keď poškodzuje korene pri hľadaní potravy, kmene stromov odieraním, prípadne pri značkovaní svojho teritória a pod. Najväčšie škody spôsobuje prežúvavá raticová zver (najmä jelenia) odhryzom, obhryzom a lúpaním kôry z lesných drevín. Pri nedostatku potravy jelenia zver ohryzá konáriky alebo kôru stromov, čím v jarnom a letnom období kompenzuje negatívny vplyv rýchlej fermentácie mladej vegetácie, ktorá je bohatá na bielkoviny.

Problematika zdravotného stavu lesov a ich poškodzovania škodlivými činiteľmi sa v súčasnosti čoraz viac dostáva do popredia záujmu širokej lesníckej, ale aj laickej verejnosti. Z dostupných zdrojov je známe, že terajšia situácia v zdravotnom stave lesov SR je dosť nepriaznivá a o nič priaznivejšia nie je ani ich prognóza budúceho vývoja z hľadiska vitality a zdravotného stavu. Časový, ale aj priestorový aspekt posudzovania zdravotného stavu lesov čím ďalej tým viac potvrdzuje, že ide o dlhodobé hynutie lesov a nie len o ich krátkodobé či jednorazové poškodzovanie. Na narušenom zdravotnom stave lesov SR

majú dominantné postavenie imisie, ktorými sú najviac ohrozované dreviny smrek, jedľa a borovica. Na poškodzovaní lesov sa najväčšou mierou podieľajú abiotické škodlivé činitele, potom biotické a antropogénne činitele.

Zo stavovcov najväčšie škody spôsobuje poľovná zver najmä jelenia, predovšetkým vtedy, keď jej početnosť prevýši kritickú hranicu. Príčiny takéhoto neželateľného stavu obvykle spočívajú v nevyváženosti, narušovaní a nízkej odolnosti lesných ekosystémov, v globálnych klimatických zmenách, nedostatočnej pestovno-ochrannej starostlivosti o lesné biocenózy, zlej starostlivosti o zver, ako aj v regulačnej činnosti človeka. A práve v dôsledku negatívneho pôsobenia človeka sa zmenili nielen lesy, ale aj druhové zloženie a početnosť zveri. Je preto zrejmé, že škody spôsobované zverou na lesných porastoch majú svoj pôvod v činnosti človeka. Vznikajú porušovaním prirodzenej ekologickej rovnováhy, hlavne však rovnováhy medzi úživnosťou prostredia a populačnou hustotou zveri. Tak, ako uvádza FINĐO (1993) len zdravý les sa môže prirodzene obnoviť, hynúci ekosystém túto schopnosť stráca.

Pri pohľade do minulosti zistíme, že lesnícka prevádzka začala venovať intenzívnu pozornosť ochrane lesných kultúr asi tak v polovici 18. storočia a to v súvislosti so stále sa viac uplatňovanou umelou obnovou lesa. Prvé zmienky o povinnej náhrade škôd spôsobených zverou na poľnohospodárskych plodinách obsahoval už lesný zákon č. 250 z 3. 12. 1852. Trvalo sa otázkou škôd spôsobených zverou však začala lesnícka odborná verejnosť zaoberať až na základe rezolúcie medzinárodného poľovníckeho kongresu konaného vo Viedni roku 1917. Lesníci, ako ochranári lesa, boli v tom čase odkázaní len sami na seba, o čom svedčia najrôznejšie úvahy, polemiky a rady uverejňované vtedajších odborných časopisoch. Ani nové právne predpisy vydávané po roku 1918 sa otázkou škôd spôsobených zverou príliš nezaoberali. Hlavná pozornosť bola venovaná len škodám na poľnohospodárskych plodinách a ich finančnej náhrade. Tento stav s nepatrnými zmenami trval zhruba až do polovice nášho storočia.

Tým, že prežívavá zver zbavuje lesné dreviny vegetačných častí, kôry a lyka, spôsobuje viac alebo menej vážne poškodenie kmeňov (PAULENKA, 1986). Takýmto spôsobom utlmuje (prípadne urýchljuje) vývoj sukcesii, ovplyvňuje vývoj štruktúry porastov a pod. Veľké škody na lesných porastoch spôsobila prežívavá zver predovšetkým v minulých desaťročiach, keď sa výrazne premnožila. V súčasnosti je zaznamenaný mierny pokles poškodzovania lesných porastov raticovou zverou, čo je možné pripísať najmä na vrub zníženia kmeňových stavov jelenej zveri. Takýto postup však neprináša trvalo výraznejšie úspechy, pretože ide o jednostranné kroky v lesníctve a poľovníctve, ktoré je potrebné doplniť ďalšími, navzájom prepojenými postupmi smerujúcimi k integrovanej ochrane lesa proti zveri. Normované kmeňové stavy zveri bude do budúcnosti potrebné chápať ako výhľadový cieľ, s flexibilnou úpravou jej početnosti, vzhľadom na jej výrazný vplyv pri procese obnovy lesa.

Tak ako už bolo naznačené, trend vitality lesných porastov na Slovensku nemá ani v súčasnej dobe výrazne vzostupný charakter. Príčinou uvedeného stavu je pôsobenie celého radu škodlivých činiteľov a negatívnych faktorov. Z toho dôvodu je nevyhnuté poznať štruktúru škodlivých činiteľov pôsobiacich na les, rozoznávať ich príznaky a ovládať metódy prevencie a obrany proti nim (NOVOTNÝ, 1997). Podľa menovaného autora sa zver

ako prírodný biotický škodlivý činiteľ podieľa na celkovom poškodení lesov až 36 %. Aj keď zver je prirodzenou súčasťou lesných ekosystémov a je v celospoločenskom záujme, aby sa zachoval pôvodný genofond zveri, bude potrebné vyvinúť ešte značné úsilie na vyriešenie vzťahov spoločného súžitia lesa a zveri.

Problematika škôd raticovou zverou na lesných porastoch má komplexný charakter a určiť presné príčiny poškodenia nie je jednoduché a nemožno ich teda jednoducho a jednoznačne ani vysloviť. Zosúladenie početnosti jelenej zveri s úživnou kapacitou jej životného prostredia spolu s ekonomickými záujmami človeka, najmä lesného hospodárstva a poľnohospodárstva je v súčasnosti najdôležitejšou úlohou poľovníctva (HELL, 1989). Nájsť prijateľný kompromis v tejto situácii predpokladá zaoberať sa problémami viacerých vedných oblastí.

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Územie Vysokoškolského lesníckeho podniku (VŠLP) Technickej univerzity vo Zvolene sa rozprestiera v orografickom celku Kremnických vrchov, ktoré patria medzi mladovulkanické pohoria. Vyznačuje sa dlhými, viac-menej užšími dolinami, strmšími svahmi a zbiehajúcimi hrebeňmi. Doliny sú orientované väčšinou na J a JV. Prevládajúce expozície sú V, JV, J, JZ až Z, zriedkavejšie aj S. Najnižšie položené miesto je pri Jalnej, s nadmorskou výškou cca 280 m n. m. a najvyššie položeným miestom je vrch Laurín (1 150 m n. m.). Sopečné pohoria sú tvorené predovšetkým andezitmi svetlejších farieb, porfyrickej štruktúry, s hojným obsahom sklovitej základnej hmoty – sopečného skla. Obsahujú biotit, alebo amfibolit. Sopečné sklo podmieňuje vznik alofánu, ktorý napomáha akumulácii humusu. Zvýšený obsah sopečného skla v základnej hmote za priaznivých podmienok vytvára pôdy charakter hnedých pôd andosolových až andosolov, ktorých hlavným znakom sú vysoké zásoby humusu. Takéto pôdy sa na území VŠLP nachádzajú často v 4. a 5. vegetačnom lesnom stupni (vls) pod živnejšími a aceróznejšími spoločenstvami. Andezitové výlevy sprevádzalo vyvrhovanie veľkého množstva popola a balvanov, čiže pyroklastík, v ktorých vznikli tuфы a aglomeráty. Tieto majú brekciovitý vývoj a sú zložené z chaotických zhlukov balvanovitých tufov. Vytvárajú plytšie pôdy, na svahoch často kamenitejšieho typu hnedých pôd mezotrofných, skeletnatých, pomiestne hnedých pôd rankrových. Zaberajú časti územia severne od spojnice Budča – Hronská Dúbrava. Jemné tuфы sa nachádzajú hlavne na spodných okrajoch územia poľesia Kováčová, kde podmieňujú výskyt predovšetkým illimerizovaných pôd najmä v členitom teréne. Pôdne pomery je možné vcelku označiť za priaznivé, poskytujúce dobré možnosti pre drevnú produkciu. Zhoršený pôdny stav možno konštatovať pri illimerizovaných pôdach oglejených a hnedých pôdach zmytých.

Z celého územia VŠLP odoberá rieka Hron početné prítoky, prevažne z Kremnických vrchov. Sú to predovšetkým potok Bieň, Sielnický potok, Kováčovský potok, potok Turová a Breznický potok, ku ktorým sa pripájajú menšie prítoky. Spomínané potoky sa vyznačujú pravidelným prietokom počas celého roka. Pramenia v záveroch dolín a vody odoberajú väčšinou z lesných komplexov s vyrovnanými vlhkovými pomermi. VŠLP zasahuje do troch klimatických oblastí. Do teplej, miernej vlhkej oblasti s chladnou zimou

patria spodné pahorkatinné okraje. Táto časť územia má v letných mesiacoch vplyvom prenikajúceho teplého vzduchu údolím Hrona teplé podnebie. Naproti tomu v zimných mesiacoch tu prevláda podnebie uzavretých kotlín, chladné s častými hmlami. Zrážky pribúdajú od juhu k severu, od nižších polôh do hôr. Mierne teplá oblasť s miernou vlhkosťou zaberá stredné polohy územia VŠLP a má už charakter vrchoviny. Nástup vegetačného obdobia nastáva okolo 1. apríla. V záveroch dolín s nadmorskými výškami okolo 900 m začína až okolo 21. apríla. Dĺžka mimovegetačného obdobia pre túto oblasť je určená na 120 dní. Pri premenlivosti počasia sa stáva, že je tu obdobie s nadbytkom, inokedy s nedostatkom vlhky, pričom priemerný ročný úhrn zrážok sa pohybuje v rozpätí 600–1 000 mm. Toto má veľký význam hlavne vo vegetačnej dobe, kedy nedostatok vlhky brzdí vývin vegetácie. Najnižšie položené miesta treba považovať z hľadiska vodného režimu pôd, najmä pri vysokých letných teplotách a zvýšenom výpare, za deficitné. Vyššie položené miesta patria už do vlhkých oblastí, čoho dôkazom je rýchle ubúdanie teploty so stúpajúcou nadmorskou výškou.

Prvoradou funkciou lesov v záujmovej oblasti je produkcia kvalitnej drevnej hmoty, ktorá je v určitej miere závislá aj od druhu dreviny. V lesoch VŠLP prevažujú listnaté dreviny 72,90 %, z toho buk 36,70 %, dub 19,30 %, hrab 9,7 %. Ihličnaté dreviny tvoria menšiu časť (27,10 %), z čoho 11,30 % predstavuje smrek, 7,40 % borovica a 6,70 % jedľa. Z vekových tried je najviac zastúpená V. veková trieda a najmenej VI. veková trieda Zo skupín lesných typov (slt) majú najväčšie zastúpenie *Fagetum typicumt*, *Querceto-Fagetum*, *Fagetum pauper nst* a *Fageto-Quercetum*. Na území VŠLP sa vyskytuje prvých 6 vegetačných lesných stupňov (vls). Dubový vls je zastúpený len fragmentálne a je orientovaný výlučne na južné svahy po pravej strane údolia Hrona. Drevinové zloženie reprezentujú spoločenstvá drieňových dúbav (*Corneto-Quercetum*). V drevinovej skladbe bukovo-dubového vls prevládajú dreviny dub, buk a charakteristický je výskyt slt *Fageto-Quercetum*. Dubovo-bukový vls je tvorený predovšetkým slt *Fagetum pauper nst* a *Querceto-Fagetum*, v menšej miere aj *Querceto-Fagetum tiliosum* a *Tilieto-Aceretum nst*. Bukový vls sa vyznačuje dominanciou buka pre jeho vitalitu a zmladzovaciu schopnosť. Základ tvoria slt *Fagetum pauper vst* a *Fagetum typicumt* s menším výskytom *Tilieto-Aceretum vst*. V záveroch Kováčovskej a Sielnickej doliny, od nadmorskej výšky približne 750 m nad morom, sa na väčšej ploche vyskytuje jedľovo-bukový vls, ktorý je tvorený slt *Abieto-Fagetum nst* a *Fraxineto-Aceretum vst*. Smrekovo-jedľovo-bukový vls je zastúpený len menším fragmentom v závere Sielnickej doliny v oblasti Laurína. Reprezentovaný je slt *Fageto-Aceretum vst*.

Pre účel poľovníckeho obhospodarovania zveri bol v súlade s ustanoveniami vyhlášky č. 91/1997 Z. z., t.j. na základe prirodzenej úživnosti a stanovištných podmienok, poľovný revír VŠLP TU Zvolen zaradený do III akostnej triedy pre hlavnú zver jeleniu, pričom za vedľajšiu zver bola určená zver srnčia, danielia a diviacia. V zmysle platných predpisov bol vypočítaný optimálny počet jeleních jedincov ako hlavného druhu zveri v celkovom množstve 74 ks, čo v prepočte na hlavné a vedľajšie druhy zveri predstavuje nasledovné normované kmeňové stavy zveri (tab. 1).

Okrem produkčného využitia slúži popisovaná oblasť aj na praktickú výučbu poslucháčov lesníckej fakulty a pre potreby vedeckovýskumných činností. Pre lesnú prevádzku

je samozrejماً dôsledná ochrana mladých lesných porastov, žrdkovín a žrdovín pred prípadnými škodami zverou.

Tab. 1 Prehľad NKS zveri v poľovnom revíri TU vo Zvolene

Table 1 Summary of standardized stock of game within the hunting ground TU Zvolen

Zver	Vekové triedy/age classes ♂				$\Sigma \text{ ♂}$	♀	⊕	Σ
	I	II	III	IV				
jelenia / red deer	3	8	7	5	23	24	11	58
danielia / fallow deer	–	1	1	–	2	2	1	5
srnčia / roe deer	4	11	5	–	20	21	11	52
diviacia / wild boar	–	–	–	–	11	11	14	36

METODIKA

Metodika práce vychádza predovšetkým z aktuálnej požiadavky lesníckej prevádzky na zamedzenie škôd zverou. Výsledkom práce má byť návrh opatrení na optimalizáciu obhospodarovania lesa, založený na využívaní najperspektívnejších metód individuálnej ochrany mladých lesných porastov proti odhryzu prežúvavou zverou. Zároveň sa predpokladá, že na základe ekonomickej, materiállovej a funkčnej analýzy overovaných spôsobov preventívnej ochrany v modelových podmienkach Vysokoškolského lesníckeho podniku Technickej univerzity vo Zvolene budú získané exaktné podklady pre vypracovanie takých pracovných postupov, pri ktorých bude možné v procese obnovy lesa minimalizovať škody a zabezpečiť reprodukciu lesa tak, aby nákladové ekonomické ukazovatele boli čo najnižšie.

Účinnosti vybraných spôsobov preventívnej ochrany lesných drevín proti odhryzu zverou sa bude priebežne sledovať na pokusných plochách založených na území VŠLP TU vo Zvolene, v pôsobnosti Lesnej správy Budča. Výber porastov vhodných pre potreby plánovaného výskumu podlieha viacerým limitujúcim kritériám, ktoré je potrebné pri založení pokusu rešpektovať. Znamená to, že testovanie účinnosti vybraných spôsobov preventívnej ochrany prichádza do úvahy len v mladých lesných porastoch, ktoré sú spravidla celoročne prežúvavou raticovou zverou poškodzované. Vzhľadom na limitujúce kritériá plánovaného pokusu je potrebné výber lesných porastov zabezpečiť tak, aby pokusné plochy boli založené v takých skupinách lesných typov, ktoré možno na základe doterajších výskumov považovať za jedny z najviac ohrozených zverou. Do úvahy teda prichádzajú predovšetkým porasty a slt v pásme 5. vegetačného lesného stupňa, čo možno s ohľadom aj na výškové rozpätie tohto pásma považovať za optimum životného prostredia jelenej zveri. Pri výbere porastov je potrebné ďalej zohľadňovala expozíciu porastov. Je všeobecne známe, že z tohto pohľadu sú najviac a najčastejšie poškodzované porasty orientované na J, JV, JZ, resp. V a Z. V tomto smere aj druh dreviny, jej výška a vek zohráva veľmi dôležitú úlohu. Účinnosť chráničov je potrebné testovať na takých drevinách, ktoré sú z hospodárskeho hľadiska významné ale zároveň pre zver atraktívne. Ich priemerná výška by sa v čase založenia pokus mala pohybovať na úrovni cca ± 50 cm, čo je do značnej

miery závislé aj od veku dreviny. V neposlednom rade pri zakladaní pokusných plôch je potrebné prihliadať aj na druh obnovy porastu, lokálnu koncentráciu zveri, vplyvy súvisiace s vyrušovaním zveri a na existenciu poľovníckych zariadení.

Na základe podrobného terénneho prieskumu bol pre potreby založenia predmetného pokusu vybratý porast 732 v lokalite Mláčik. Porast je semenného pôvodu a nachádza sa v 5. vls. Ide o porast hospodárskeho tvaru vysoký les s vekom 110 rokov. Skutočná plocha materského porastu má výmeru 8,81 ha, zakmenenie 0,8, sklonitosť terénu 30 %, expozícia východná. 80 % plochy materského porastu zaberá lesný typ 5304 (nitrofilná papradinová jedľová bučina nižšieho stupňa) a zvyšnú časť lesný typ 5401 (bažanková buková javorina nižšieho stupňa). Hospodársky súbor lesných typov má číselné označenie 511 (živné jedľové bučiny) a hospodársky súbor porastových typov 22 (smrekovo-jedľové bučiny). Porast má charakter veľmi hrubej kmeňoviny. Zmiešanie drevín je jednotlivé až skupinové, zakmenenie nerovnomerné. Bylinnú prikrývku tvoria rôzne druhy tráv, papradie, malinčie a čerňičie. Prírodná obnova jaseňa, javora a buka je v tomto poraste hodnotená ako dobrá. Drevinová skladba materského porastu podľa LHP je nasledovná: jedľa 41 %, buk 35 %, jaseň 12 %, javor horský 8 %, brest 4 %. Obnova porastu prebieha z dvoch východísk maloplošným holorubom v pásach širokých na 1 výšku porastu. Čas obnovy je stanovený na 25 rokov. V obnovnom zastúpení sa očakáva nasledovné zastúpenie drevín: smrek 40 %, jedľa 20 %, buk 20 %, smrekovec 10 % a jaseň 10 %.

V oblasti plánovaného založenia pokusných plôch sa celoročne vyskytuje raticová zver. Hlavným druhom je jeleň lesný, ktorý sa tu udržiava v pomerne vysokých stavoch, ďalej srnec lesný a diviak lesný. Z dostupných údajov je zrejmé, že skutočné stavy raticovej zveri v tejto oblasti výrazne prevyšujú normované kmeňové stavy a je možné preto konštatovať, že podmienka celoročnej prítomnosti zveri v danej modelovej lokalite pre účely pokusu bude splnená. Dôkazom toho je aj skutočnosť, že vzhľadom na vhodné stanovištné podmienky pre zver dochádza na tomto, relatívne malom území, k nadpočetnej koncentrácii jelenej zveri, dôsledky čoho sa už dlhodobo nepriaznivo odzrkadľujú na sťažených podmienkach obnovy lesa, predovšetkým cenných hospodárskych drevín.

Plánované testovanie účinnosti vybraných spôsobov preventívnej ochrany mladých lesných porastov sa odporúča vykonať na štyroch hlavných hospodárskych drevinách (smrek, jedľa, buk a jaseň). Na základe štatistického predodhadu je potrebné pre vybraný porast v prvom rade vypočítať priemernú výšku jednotlivých drevín a ich variabilitu. Z toho sa následne vypočíta pre každú drevinu a variantu ochrany drevín minimálny rozsah výberového súboru pre určenie priemernej výšky drevín s presnosťou $\pm 5\%$ a spoľahlivosťou 95 %. Rovnakým spôsobom sa pre každú drevinu vypočíta aj potrebný minimálny rozsah výberového súboru slúžiaceho ako kontrola, a to jednak pre nechránené dreviny a jednak pre dreviny chránené oplôtkami. Na základe týchto údajov a priemernej početnosti jednotlivých drevín na jednotku plochy, zistenej pri predodhade, sa následne určí pre každú drevinu minimálny počet jedincov, ktoré je potrebné zmerať, aby bola zabezpečená štatistická reprezentatívnosť získaných výsledkov.

Vo vybranom modelovom poraste sa na realizovaných východiskách obnovy porastu založia trvalé výskumné plochy (TVP) s rozmermi 30×30 m pre účely testovania jednotlivých spôsobov individuálnej ochrany drevín. TVP je v teréne potrebné stabilizovať

drevenými kolíkmi s rozmermi min. $4 \times 4 \times 120$ cm. Každú TVP (o veľkosti 30×30 m) je potrebné rozdeliť ešte na 9 kvadrátov (každý o veľkosti 10×10 m), na ktorých sa postupne overujú konkrétne spôsoby preventívnej ochrany inštalované na drevinách smrek, jedľa, buk a jaseň. Počet drevín a ich rozmiestnenie na TVP je závislé od minimálneho rozsahu výberového súboru a drevinovej štruktúry porastu. Posudzované dreviny je potrebné z dôvodov presnej evidencie označiť poradovým číslom, ktoré sa zaznamená aj do orientačného náčrtku rozmiestnenia drevín a spolu s nameranými taxačnými veličinami tiež do terénneho zápisníka.

Za sledované obdobie sa odporúča otestovať min. 3 varianty individuálnej mechanickej ochrany v šiestich opakovaniach (plastiková manžeta na ochranu terminálneho výhonku smreka a jedli, perforovaná plastiková špirála a plastikový chránič „Planta“ na ochranu buka a jaseňa). Z chemických ochranných prostriedkov sa podobným spôsobom otestujú repelenty Cervacol Extra, Lentacol a Stop Z na drevinách smrek, jedľa, buk a jaseň. Na kontrolu pokusu sa využijú nechránené jedince drevín v rámci troch TVP a taktiež jedince v piatich oplôtkach s rozmermi $12 \times 12 \times 2$ m, vybudovaných z latkových drevených dielcov. V kontrolných oplôtkach sa hodnotia len dreviny na ploche 11×11 m (121 m^2). Z vnútornej strany oplotenia sa vynechá $0,5$ m široký pás, aby sa vylúčil tzv. plotový efekt (rýchlejší vývoj drevín v blízkosti plota v dôsledku lepšej mikroklimy) a poškodenie drevín zverou, ktorá cez veľké medzery môže dosiahnuť do vnútra oplôtky. Pri hodnotení účinnosti preventívnych ochranných opatrení sa zaznamenáva druh dreviny, spôsob ochrany, výška a poškodenie drevín zverou (v ročných intervaloch). Výšky drevín sa merajú pomocou laty, s presnosťou na jeden centimeter. Na oplotených aj neoplotených plochách sa dodržiavajú rovnaké prevádzkové podmienky, hlavne čo sa týka ochrany kultúr proti burine, so zreteľom na minimalizáciu rizika poškodenia testovaných drevín. Pre zisťovanie stupňa poškodenia drevín sa odporúča využiť nasledovnú stupnicu (PATAKY, 1993).

Stupnica pre stanovenie stupňa poškodenia drevín:

1. stupeň – jedince nepoškodené, alebo len mierne poškodené. Vrcholový výhonok zachovalý. Nie je zhryzených viac ako 75 % bočných výhonkov.
2. stupeň – jedince stredne poškodené, ktoré sú schopné ešte regenerovať. Zachovaný je vrcholový výhonok a zhryzených viac ako 75 % bočných výhonkov, alebo je zhryzený vrcholový výhonok a najviac 30 % bočných.
3. stupeň – jedince veľmi poškodené, s perspektívou regenerácie, ak nebudú ďalej opätovne poškodzované. Zhryzené sú vrcholové výhonky a viac ako 30 % bočných výhonkov.
4. stupeň – jedince hynúce v dôsledku poškodenia zverou, bez perspektívy regenerácie, alebo uhynuté. Zhryzené sú celé nadzemné časti, alebo vrcholový výhonok a viac ako 90 % bočných výhonkov.

Zistené údaje o výške drevín v závislosti od jednotlivých spôsobov ochrany sa štatisticky vyhodnotia na základe jednofaktorovej analýzy variancie (ANOVA). Pre každú drevinu a testovaný variant ochrany sa porovná priemerná výška na začiatku a po ukončení pokusu. V tomto prípade ide o porovnanie vplyvu ochranných prostriedkov na rastové

charakteristiky drevín (výška, výškový prírastok), pričom sa predpokladá, že ich veľkosť bude závislá od poškodenia. Analýza vychádza tiež z poznatkov, že na veľkosť výškového prírastku pôsobia okrem sledovaného faktora (ochranného prostriedku) aj ďalšie, nekontrolované činitele (stanovištné rozdiely, rastové vlastnosti jednotlivých drevín, chyby merania a pod.). Základom analýzy je rozklad celkovej variability výsledkov pokusu na jednotlivé zložky podľa príčin, ktoré ju spôsobia. Významnosť rozdielov medzi výberovými priemerami vo všetkých kombináciách sa zistí na základe analýzy variancie podľa jednotlivých drevín. Pre vytvorenie databázy získaných údajov je možné využiť software Excel 7.0 a pre ostatné štatistické analýzy sa využije software Statistica 5.0.

POUŽITÝ MATERIÁL

Na zmiernenie škôd spôsobených zverou v lesníctve sa v súčasnej dobe využívajú metódy individuálnej mechanickej a chemickej ochrany, na ktoré sa kladú vysoké požiadavky. Prostriedky individuálnej ochrany by mali byť v prvom rade vysoko účinné, neškodné pre životné prostredie, ľahko aplikovateľné a ekonomicky výhodné. Účinnosťou a hospodárnosťou prostriedkov individuálnej ochrany sa u nás zaoberali viacerí autori, no ich výsledky nie vždy je možné zovšeobecniť. Vychádzajúc zo skutočností, že na trhu sa objavujú nové, ale v praxi ešte málo overené ochranné prostriedky, sú do pokusov zaradené len najperspektívnejšie prostriedky chemickej a mechanickej ochrany. Zo súčasne vyrábaných repelentov je to Stop Z, Lentacol a Cervacol extra.

Stop Z

Stop Z je vysoko účinný, čuchovo-chuťový repelent proti jeleňovitým a králikom, ktorého účinná látka je 165 g/l ichtiolového komplexu. Stop Z je kašovitá až tekutá zmes bez charakteristického zápachu, bielej farby, riediteľná s vodou a po zaschnutí už vodou nerozpustná. Používa sa na ochranu lesných drevín proti zimnému a letnému odhryzu. Aplikuje sa predovšetkým postrekom, ale aj náterom a namáčaním, v ktoromkoľvek ročnom období. Sadenice pri namáčaní sa ponárajú na krátku dobu nadzemnou časťou do nádrže s roztokom prípravku. Je potrebné dávať pozor aby ich koreňový systém neprišiel do kontaktu s prípravkom. Potom sa sadenice nechajú zaschnúť koreňmi smerom hore. Stop Z po aplikácii rýchlo zaschne (asi 1 hod. pri suchom počasi). Na sadeniciach vytvára elastický, priesvitný film, ktorý nezabraňuje fotosyntéze a dýchaniu rastlín. Je žiadúce, aby počas 6 hodín po aplikácii nepršalo. Prípravok sa neaplikuje na vlhké rastliny pri vysokých teplotách. Spotreba repelentu Stop Z na 1 000 sadeníc pri aplikácii náterom bez riedenia predstavuje 3–4 l, pri postreku s riedením 1 : 1–2 (repelent – voda) 2–3 l. Náter sa robí v dobe vegetačného pokoja. Stop Z sa plní do polypropylenových obalov po 5 a 10 l. Obaly sú recyklovateľné.

Lentacol

Lentacol je biely, krémovitý, jemne zrnitý náterový prostriedok na ochranu listnáčov a ihličnanov pred letným a zimným odhryzom. Je optimálne znášateľný ošetrovanými rastlinami. Biely povlak pôsobí opticky, zrnitá štruktúra mechanicky. Mechanické pôsobenie prípravku zaručuje, že i po viacročnom používaní prípravku nedochádza u zveri k návyku na Lentacol. Pri použití je potrebné obsah nádoby dôkladne premiešať. Tým je Lentacol pripravený k aplikácii. Lentacol je možné nanášať štetcom, kefou alebo gumovou rukavicou. Je možné použiť aj dvojlitú kefu, prípadne iné pomôcky. Pri nanášaní postrekom sa riedi prípravok vodou v pomere 1 : 1 až 1 : 2, pričom sa používa membránový postrekovač a tryska s dlhým kuželom. Lentacol môže byť použitý k letnému aj zimnému ošetrovaniu sadeníc, mladých výhonkov a semenáčikov. Nepoškodzuje ani mladé nevzreté letorasty. Aplikácia je možná pri teplotách do bodu mrazu bez následkov odlupovania, ako aj zníženia repelentného účinku. Pri ošetrovaní terminálneho výhonku je možné počítať so spotrebou 3–5 kg na 1 000 ks sadeníc. Lentacol sa plní do polypropylenových obalov po 6 kg. Obaly sú recyklovateľné.

Cervacol extra

Náterový repelent je výrobkom rakúskej firmy Avenarius – Agro GmbH. Používa sa na ochranu mladých listnatých a ihličnatých sadeníc pred odhryzom zverou vo forme pastovitej disperzie charakteristického zápachu na báze kopolyméru styrénu a esteru kyseliny akrylovej s minerálnymi plnidlami. Prípravok odpudzuje zver mechanickou farebnou ochranou vrstvou natretých častí terminálov a mechanicky prítomnou minerálnou zložkou, ktorá škrípe medzi zubami. Prípravok nie je fyto toxický a nezabraňuje prerastaniu pupeňov. Cervacol extra sa používa na ochranu lesných stromčekov proti letnému a zimnému odhryzu zverou. Nanáša sa v nezriedenom stave na suchý alebo mokрый povrch v dávke 4 kg / 1 000 ks sadeníc pomocou aplikátora, alebo gumenej rukavice na terminál v dostatočne súvislej vrstve.

Z prostriedkov individuálnej mechanickej ochrany boli do pokusov zaradené nové, moderné typy mechanických chráničov nepoškodzujúce drevinu a uľahčujúce ľudskú prácu.

Planta

Predovšetkým sa na tento účel využívajú trubicové chrániče (kruhovitého alebo štvorcového prierezu) z plastického priehľadného alebo nepriehľadného materiálu. Priaznivé mikrostredie vo vnútri chrániča podstatne zrýchľuje rast, chráni drevinu proti burine a škodám zverou. Chránič okrem toho, že poskytuje ochranu proti škodám zverou, uľahčuje identifikáciu rozmiestnenia sadeníc a umožňuje ľahšie, pohodlnejšie a menej riskantné zbavovanie sa buriny z okolia jedincov pomocou vyžínania alebo herbicídov. Steny tohoto mechanického chrániča minimalizujú riziko poškodenia chránených jedincov pri aplikácii herbicídov proti burine. Na zvýšenie účinku proti burine

a zlepšenie stability chrániča by sa malo dno chrániča zapustiť 10 až 40 mm do pôdy. Odporúča sa ponechať chránič okolo chráneného jedinca (stromčeka), kým sa prirodzene nerozpadne, čo by malo trvať 5 až 10 rokov. Predčasné odstránenie chrániča by mohlo viesť k ohnuti kmeňa, prípadne aj k jeho zlomeniu. V prípade potreby je možné stabilizovať kmeň resp. chránič drevenou podperou v podobe tyče (laty) s rozmermi 25 × 25 mm. Chránič je potrebné o podperu upevniť v dvoch miestach, a to tesne nad pôdou a približne 10 cm pod ukončením tyče. Stabilizácia pomocou tyčí je žiaduca predovšetkým pri zabezpečení proti poškodzovaniu (vyvracaniu) vetrom, prípadne tiež zverou. Vo výrobnom programe sa dá tento plastikový chránič tvarovo a funkčne pružne prispôbiť širokej a rozmanitej potrebe.

Manžeta

Ochranná plastická manžeta je výrobkom rakúskej firmy Georg Buchegger. Manžeta je vyrobená z plastu, ktorý odoláva poveternostným vplyvom (mrazu, slnečnému žiareniu) až 15 rokov. Je upravená tak, aby ju bolo možné fixovať na terminálne výhonky rozličných hrúbok, je perforovaná a z vnútornej strany vyplnená jemnou kefkou, čo umožňuje hrúbkový rast počas vegetačného obdobia. Manžeta sa upína tesne pod terminálne púčiky, pričom pichliace smerujú nahor i nadol a chránia terminál pred odhryznutím. Manžeta sa nasadzuje na sadenice v jeseni po ukončení výškového rastu. Výhonky nemusia byť vyzreté – zdrevnatené, teda aplikácia je možná už v mesiaci august–september. Pevné upnutie manžety na výhonku bráni zveri, aby ju ľahko ztrhla. Výhodou manžety je, že v nasledujúcom vegetačnom období nebráni pučaniu, rastu hlavného a bočných výhonkov. Po ukončení výškového rastu sa manžeta premiestni (prepne) na nový terminál.

Špirála

Plastová špirála slúži k ochrane kmienkov a asimilačných orgánov predovšetkým mladých listnatých drevín proti škodám spôsobených odhryzom a obhryzom prežuvavou zverou. Vyrába sa z perforovaného tvrdeného plástu o hrúbke materiálu 0,45 mm s vnútorným priemerom špirály 60 mm. Plastové špirály sa vyrábajú v dĺžkach 60, 75, 90 a 120 cm, v odtieňoch zelenej a bielej farby. Dodávajú sa v kartónoch balených po 500 ks. Špirála slúži na rýchle a ekonomické riešenie ochrany drevín, rozťahuje sa súbežne s rastom sadenice. Pri inštalácii sa pozinkovanými úponmi upevňuje o drevené stabilizačné koly rôznej dĺžky. Životnosť špirály je 5–6 rokov, po ktorých sa samovoľne rozpadá.

VYUŽITIE VÝSLEDKOV

Na základe získaných výsledkov bude možné posúdiť možnosti odrastania smreka, jedle, jaseňa a buka z dosahu zveri, v závislosti od použitého spôsobu individuálnej preventívnej ochrany. Zhodnotí sa pritom aj ich vplyv na výškový rast, výškový prírastok a poškodenie odhryzom. Z predošlých výskumov obdobného zamerania sa zistili nepriaznivé účinky repelentov na rastové vlastnosti a zdravotný stav drevín. Zároveň

sa preukázalo, že pri individuálnej chemickej ochrane postrekom alebo náterom celých nadzemných častí sa obmedzuje proces transpirácie a zrejme aj asimilácie. V niektorých prípadoch sa tento stav navonok prejavil dekolorizáciou, ba až defoliáciou asimilačných orgánov, resp. spomalením, či pozastavením výškového rastu drevín. Tento poznatok má všeobecný význam pre ďalší výskum repelentov, hlavne z pohľadu patofyziologických zmien rastlinného organizmu.

Z výsledkov štatistickej analýzy bude tiež možné zistiť, či na výškové odrastanie drevín majú významnejší vplyv použité spôsoby individuálnej ochrany alebo prirodzené rastové schopnosti drevín a s nimi súvisiace podmienky prostredia.

Získané poznatky o účinnosti individuálnych chemických prostriedkov spresnia informácie výrobcov o ich využiteľnosti pri obnove lesa, ako základných, prípadne alternatívnych postupov na eliminovanie škodlivej činnosti zveri, obvykle uvádzané ako prostriedky s vysokým ochranným účinkom. Proklamovaná účinnosť však nie vždy korešponduje so skutočnosťou. Niektoré poznatky sú celkom nové a poskytujú námety pre ďalšie zameranie lesníckeho výskumu. Je všeobecne známe, že výber chemických prípravkov na ochranu rastlín je pre lesnícku prevádzku dostatočný, chýbajú však objektívne zhodnotenia ich účinnosti na konkrétnych drevinách, ako aj správneho, či racionálneho použitia zo širšieho hľadiska.

Použitie prostriedkov individuálnej mechanickej ochrany, zvlášť pri listnatých drevinách, potvrdilo vo viacerých prípadoch výraznú stimuláciu ich výškového rastu. Dreviny chránené takýmto spôsobom dosahovali v porovnaní s drevinami ku ktorým zver mala ale aj nemala prístup oveľa väčšie priemerné výšky, resp. výškové prírastky. To, či takýto intenzívny počiatočný výškový rast je pre následný vývoj mladých lesných porastov prospešný, alebo sa tento fenomén môže na zdravotnom stave, prípadne statickej stabilite budúcich porastov odraziť negatívnym spôsobom, bude potrebné taktiež overiť ďalším výskumom.

Zistenia o možnej rozdielnej atraktivite hospodárskych drevín pre jeleniu zver umožnia lesníckej prevádzke diferencovať preventívne ochranné postupy proti ich poškodeniu zverou, resp. ľahšie sa orientovať pri výbere ochranných prostriedkov na tlmenie škôd zverou v mladých lesných porastoch. Pri použití repelentov je potrebné mať na zreteli, že príčinou možného neúspechu v tlení odhryzu môžu byť aj ich rozdielne ochranné účinky na listnaté alebo ihličnaté dreviny. Sortiment povolených chemických prípravkov na ochranu rastlín je na domácom trhu pomerne pestrý, no nie všetky repelenty majú rovnaké ochranné účinky.

Získané výsledky o účinnosti vybraných spôsobov individuálnej ochrany drevín proti odhryzu zverou v porastoch modelového územia Vysokoškolského lesníckeho podniku Technickej univerzity vo Zvolene bude možné modifikovane využiť aj v iných podmienkach lesníckej prevádzky.

PodĎakovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- FINĐO, S. 1993: Hynutie lesov a zver. *Les*, č. 2.: s. 8–9.
- FINĐO, S. 1993: Aký je vplyv zveri na lesnú vegetáciu metódou kontrolných oplôtkov? *Les*, 49 (8): s. 12–14.
- FINĐO, S., PETRÁŠ, R., 2006: Metodický postup pre pre hodnotenie a oceňovanie škôd spôsobených zverou v lese. *Lesnícky výskumný ústav vo Zvolene*.
- HELL, P. 1989: Vývoj stavov raticovej zveri z hľadiska škôd ňou spôsobovaných v SR. In: *Problematica zveri v lesných ekosystémoch*, Lesoprojekt Zvolen,
- NOVOTNÝ, J. 1997: Významný hmyzí škodcovia Slovenska. In: *Vývoj ochrany lesa*, Zvolen,: s. 79–88.
- NOVOTNÝ, J., VARÍNSKY J. 2003: Ochrana lesa. In: *Príručka odborného lesného hospodára*, Zvolen,: s. 145.
- PATAKY, T. 1993: Úživnosť CHPO Sitno vo vzťahu k ekológii raticovej zveri a škodám ňou spôsobeným. *Kandidátska dizertačná práca*, 73 s. (nepublikované).
- PAULENKA, J. 1986: Vplyv poľovnej zveri na odolnosť potenciál mladých lesných porastov. *Folia venatoria*, 1 : 31–49.
- PFEFFER, A. 1961: et al.: Ochrana lesů. *SZN, Praha*, s. 9–15.
- POLLANSCHUTZ, J. 1995: Bewertung von Verbiß – und Fegeschäden. Mitteilungen der Forstlichen bundesversuchsanstalt Wien.
- REIMOSER, F., GOSSOW, H. 1996: Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88: s. 107–119.
- STOLINA, M. a kol. 1985: Ochrana lesa. *Príroda, Bratislava*.
-

Adresa autorov:

Ing. Ľubomír Bútora, PhD.

prof. Ing. Peter Garaj, CSc.

prof. Ing. Rudolf Kropil, CSc.

Ing. Štefan Pavlík, CSc.

Ing. Tibor Pataky, CSc.

Katedra ochrany lesa a poľovníctva

Lesnícka fakulta

Technická univerzita vo Zvolene

T. G. Masaryka 21

960 53 Zvolen

e-mail: l.butora@post.sk

Účinnosť preventívnej ochrany lesných drevín proti odhryzu prežúvavou zverou

Abstrakt

Výskumná práca je zameraná na zhodnotenie účinkov preventívnej ochrany vybraných lesných drevín proti poškodzovaniu zverou. Pre tento účel sa v modelovom území Vysokoškolského lesníckeho podniku Technickej univerzity vo Zvolene (5. vls, slt *AF*) založia pokusné plochy, ktoré budú predmetom posudzovania vplyvu zveri na rastové vlastnosti drevín. Čiastkovým cieľom výskumných prác bude aj testovanie vybrané prostriedky individuálnej mechanickej a chemickej ochrany drevín. Z prostriedkov individuálnej mechanickej ochrany drevín sa uvažuje s preverením účinnosti chráničov typu; planta (plastový tubusový chránič hranolovitého tvaru s rozmermi $10 \times 10 \times 120$ cm), plastová špirála (ø 6 cm, výška 120 cm) a plastová manžeta na ochranu terminálneho výhonka. Z prostriedkov chemickej ochrany sa otestujú repelenty Cervacol extra, Lentacol a Stop-Z. Na kontrolu pokusu sa využijú drevinu zveri voľne prístupné a taktiež drevinu, ku ktorým sa zveri pomocou oplôtkou zamedzí prístup. Získané výsledky umožnia lesníckej prevádzke ľahšie sa orientovať pri výbere a racionalizácii preventívnych ochranných opatrení proti odhryzu zverou

Kľúčové slová: prežúvavá zver, repelenty, metódy ochrany lesa

METODICKÉ PROBLÉMY SKÚŠANIA ÚČINNOSTI REPELENTOV PROTI ODHRYZU ZVEROU

Slavomír F I N Ď O – Peter K A Š T I E R – Jozef B U Č K O

Find'o S., Kaštier P., Bučko J.: Methodological problems of testing efficacy of repellents against deer browsing. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 149–156, 2013.

The article deals with the liabilities of registration trials of game repellents within EU. Repellents are widely used for the protection of forest trees against browsing, peeling and fraying. No EU guideline is currently available for the registration trials of repellents. Thus existing EPPO standards developed for testing other harmful agents of plants have to be used instead. The key characteristic of a good game repellent is the high and long-term efficacy. Selection of suitable trial location is the most relevant prerequisite for the appropriate evaluation of the efficacy. The approximate level of damage of untreated control is recommended by the standard PP1-200-e for testing repellents against debarking of trees by rodents. According to this standard, the tested repellent reached acceptable efficacy in a field trial if up to 50% of untreated trees were damaged. Thus 50% damage of control trees can be considered lower limit also for testing deer repellents. In this paper, we summarised data from many field trials of repellents showing the level of winter browsing of untreated main forest trees. Winter browsing of leafy trees was more significant than coniferous. The highest levels of browsing in oak (*Quercus sp.*) and ash (*Fraxinus excelsior*) indicated, that these tree species are most suitable for testing deer repellents in registration trials.

Key words: deer repellent, registration trial, EPPO standard, winter browsing

ÚVOD

Poškodzovanie lesných porastov prežívavou raticovou zverou dlhodobo nepriaznivo pôsobí na diverzitu rastlinných spoločenstiev a zdravotný stav drevín. Problematika postupne nadobúdala význam a ku koncu 20. storočia vyvrcholila nielen u nás, ale aj v iných štátoch Európy a USA. V lesnícky vyspelých krajinách sa v súvislosti s ochranou obnovovaných lesných porastov využívajú rozličné metódy, medzi ktorými majú dôležité postavenie repelenty. Repelenty nie sú chemicky čisté látky, ale zmesi (emulzie, pasty), ktoré sa buď nanášajú na povrch rastliny (kontaktné repelenty) alebo sa využíva iba ich odpudivý zápach vo forme pachových plotov (zavetrovadlá), niekedy v kombinácii s optickými a zvukovými plašidlami. Kontaktné prípravky našli široké uplatnenie v lesníctve, pre ich mnohé praktické výhody a tento trend pokračuje aj v súčasnosti. Medzi prípravkami používanými na ochranu rastlín, majú repelenty osobitné postavenie. Okrem dostatočnej účinnosti a úplnej neškodnosti voči chráneným rastlinám, musia spĺňať celý rad hygienicko-ergonomických parametrov, pretože sa môžu dostať do potravného reťazca

vyšších stavovcov a človeka. Uvedené vlastnosti sa overujú v tzv. registračných pokusoch, ktoré v štátoch EU sa realizujú podľa jednotných postupov, tzv. EPPO štandardov. Európska a mediteránna organizácia na ochranu rastlín EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organisation) združuje členské štáty a zodpovedná za spoluprácu v oblasti ochrany rastlín v európskom a mediteránnom geografickom priestore. Slovensko je členom tejto organizácie, pričom právomoci súvisiace s jej činnosťou na národnej úrovni spadajú do kompetencie Ústredného kontrolného a skúšobného ústavu poľnohospodárskeho v Bratislave (ďalej ÚKSUP). EPPO, okrem iných činností zaviedla proces jednotného testovania prípravkov na ochranu rastlín proti škodlivým činiteľom. Keďže podstatná časť agrochemikálií smeruje do poľnohospodárstva aj štandardizované postupy testovania sú predovšetkým zamerané proti škodcom kultúrnych rastlín. Špecifické EPPO štandardy pre lesníctvo neexistujú, preto pri zavádzaní prípravku pre potreby lesného hospodárstva sa využívajú existujúce všeobecné postupy, ktoré pre konkrétny účel testovania vyhovujú. Z uvedeného vyplýva, že pre testovanie repelentov, ktoré sa predovšetkým používajú v lesníctve, prípadne v ovocinárstve, vinárstve a záhradníctve, nie je v súčasnosti k dispozícii samostatný EPPO štandard. Je to pomerne prekvapujúci nedostatok, pretože v Európe sa každoročne na ochranu lesných porastov spotrebujú stovky ton rozličných druhov repelentov. Vstupom Slovenska do EU a následne aj do EPPO, vznikla na trhu s repelentmi komplikovaná situácia. Väčšina komerčných repelentov, ktoré sa celé roky s úspechom u nás používali bola vyradená zo zoznamu tzv. povolených prípravkov, pretože ich účinná látka nebola uvedená v Prílohe 1, Smernice (91/414/EEC) o povolených účinných látkach vo výrobkoch určených na ochranu rastlín. Zavedenie novej účinnej látky do spomenutej prílohy, aj úplne neškodnej (napr. mletý vápenec, lanolín) je veľmi drahý proces, ktorý malí výrobcovia spravidla finančne nezvládnu. Výsledkom tohto je skutočnosť, že slovenské repelenty vyvinuté v ostatných dvoch desaťročiach v súčasnosti nemožno na ochranu rastlín používať. Odkázani sme na zahraničné prípravky, ktorých výrobcovia sa snažia na náš trh preniknúť aj tým spôsobom, že využívajú zákonnú možnosť využitia registrácie v inom štáte EU pre akceptáciu na Slovensku. Stále však zostáva otvorená možnosť registrovania prípravkov na národnej úrovni, o čom rozhoduje ÚKSUP Bratislava.

V tomto príspevku sa však nechceme venovať len zložitému administratívne procesu registrovania prípravkov na ochranu rastlín a ich zavedeniu na trh. Význam skúšania repelentov na národnej úrovni má stále svoje opodstatnenie a práve na niektoré aspekty terénneho testovania chceme v tomto článku poukázať. Predovšetkým pôjde o výber vhodných lokalít, drevín a dĺžky trvania pokusov, ktoré majú rozhodujúci vplyv na konečné hodnotenie účinnosti. Naše pracovisko sa dlhodobo zaoberá registráciou prípravkov pre využitie v lesníctve, preto pokladáme za vhodné zosumarizovať riziká, ktoré nesie administratívna preregistrácia repelentu z jedného štátu do druhého vzhľadom na rozdielne prírodné podmienky. Cieľom príspevku je tiež iniciovať vypracovanie samostatného EPPO štandardu pre testovanie prípravkov na ochranu lesných drevín proti poškodzovaniu zverou.

Z existujúcich EPPO štandardov, možno čiastočne využiť poznatky o testovaní repelentov proti poškodzovaniu kôry stromov hlodavcami (PP1-200-e). V tomto dokumente je načrtnutá približná predstava o tom, v akých podmienkach majú byť repelenty testované,

aby sa relevantne preukázala ich účinnosť. Najdôležitejšie kritérium, ktoré je potrebné splniť pri hodnotení účinnosti testovaného repelentu je dôkaz o tom, že poškodenie neošetrených kontrolných stromov je dostatočne významné. Názory na to, aká má byť úroveň poškodenia sa rozchádzajú (KIMBALL & NOLTE 2007, NOLTE 1998), ale štandard PP1-200-e odporúča, aby v pokusoch so zvieratami v zajatí bolo až 80 % poškodenie nechránených stromov a v terénnych pokusoch sa vyžaduje minimálna úroveň poškodenia 50 %. Uvedené čísla môžeme pokladať za dôležité východisko pre odvodenie požadovanej miery poškodenia neošetrených stromov zimným a letným odhryzom, obhryzom a vytĺkaním kôry. Cieľom tohto článku je poukázať na variabilitu poškodenia terminálnych výhonkov kontrolných – nechránených drevín v pokusoch, ktorá vypovedá o vhodnosti vybranej lokality pre objektívne posúdenie účinnosti skúšaných repelentov proti zimnému odhryzu. Tento faktor je rozhodujúci pre akceptovanie výsledkov pokusov, pretože je dôkazom prítomnosti zveri a jej škodlivej činnosti.

MATERIÁL A METÓDY

Pre posúdenie poškodenia drevín zimným odhryzom, sme použili výsledky z rôznych pokusov realizovaných pri testovaní repelentov v podmienkach stredného Slovenska. Poškodenie sa týkalo výlučne stromov v tých variantoch, ktoré neboli ošetrené nijakým odpudzovadlom. Použili sme údaje publikovaných prác, záverečných výskumných prác, protokolov o pokusoch, ako aj dosiaľ neuverejnených materiálov (FINĐO 1983, 1988, 1999, 2002, FINĐO & PETRÁŠ 2007). Údaje o poškodení sa výlučne týkali odhryzu terminálneho výhonka v zimnom období a výpočtu percenta poškodenia z celkového počtu nechránených stromov. Percento poškodenia sa vypočítalo pre jednotlivé dreviny osobitne, pretože druhová náchylnosť je najdôležitejší faktor rozhodujúci o miere poškodenia. Pre každú drevinu sme vypočítali variabilitu percenta poškodenia.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Strata terminálneho výhonka v dôsledku odhryzu voľne žijúcimi kopytníkmi má rozhodujúci vplyv na rast, kondíciu a kompetičnú schopnosť juvenilných štádií lesných drevín. Kopytníky selektívne spásajú dreviny, pričom druhová preferencia v zime je rozdielna od vyhľadávania drevnatej zložky potravy vo vegetačnom období. Variabilita poškodenia terminálnych výhonkov v zime sa pohybovala od 0 do 100 % (Tab. 1). Pri registračných skúškach repelentov je preto dôležitý správny výber lokalít pre pokus, pretože pri nízkej úrovni zazverenia a výbere neatraktívnych drevín pre zimný odhryz, budú výsledky testovanej účinnosti skúšaných prípravkov nehodnoverné. Z pokusov realizovaných v prírodných podmienkach zmiešaných lesov stredného Slovenska vyplynulo, že prežívavá raticová zver preferuje listnaté dreviny v porovnaní s ihličnatými (Tab. 1, Obr. 1). Priemerné percento poškodenia listnatých drevín bolo v rozpätí 48,17–77,90 a ihličnatých 24,18–35,53. Uvedené percentá poškodenia nevyjadrujú skutočné ohrozenie drevín, či už z hľadiska ich rastu alebo fyziologickej ujmy, ktorá môže mať za následok úhyn sadenice. Poukazujú len na to, akú variabilitu odhryzu terminálneho výhonka môžeme očakávať pri

zahrnutí jednotlivých druhů dřevin do pokusů. Pre vyjadrenie fyziologickej ujmy pre sadenice, by bolo potrebné zohľadniť viaceré ďalšie parametre napr. vek (výšku) sadeníc, druhovo – špecifické regeneračné schopnosti, následné opakované poškodenie v ďalších rokoch. Napr. priemerné poškodenie smrek (35,53 %) bolo väčšie ako jedle (24,18 %), hoci je známe, že jedľa vplyvom opakovaného poškodenia zverou môže byť úplne eliminovaná z drevinového zloženia, zatiaľ čo smrek veľmi dobre toleruje stratu výhonkov a vo väčšine prípadov dokáže odrásť z dosahu zveri aj bez použitia individuálnej ochrany.

Tab. 1 Variabilita percenta poškodenia terminálnych výhonkov

(N = počet registračných pokusov)

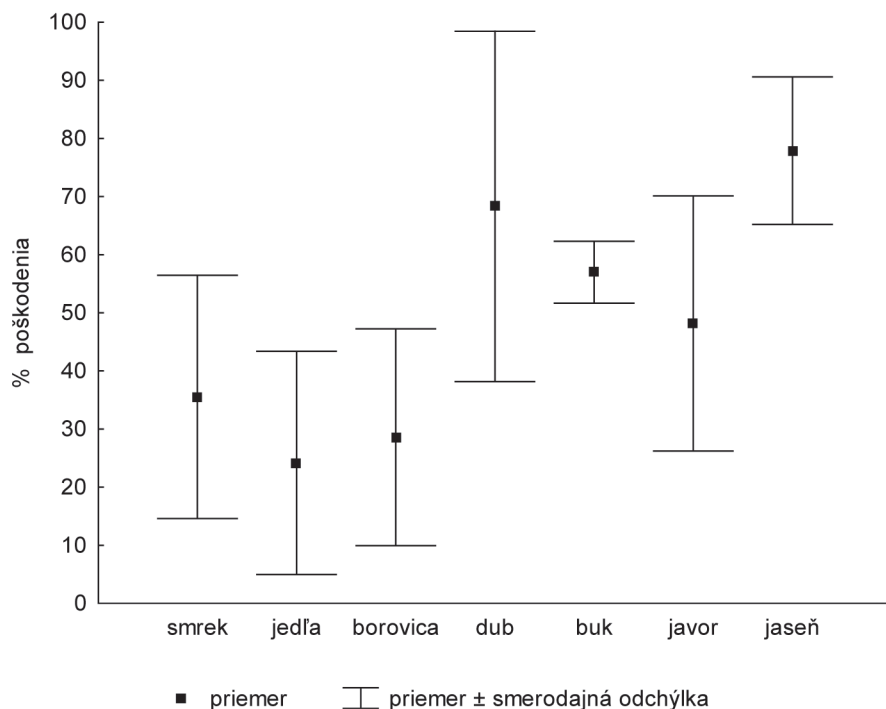
Tab. 1 Variability of percentage of damage on terminal shoots

(N = number of registration trials)

Drevina	N	Priemer $\pm s_x$	Min	Max
Smrek	10	35,53 $\pm$ 20,91	4,80	59,40
Jedľa	20	24,18 $\pm$ 19,20	0,00	75,00
Borovica	4	28,58 $\pm$ 18,65	3,57	46,30
Dub	7	68,31 $\pm$ 30,15	13,64	97,44
Buk	6	56,99 $\pm$ 5,34	50,00	62,22
Javor	7	48,17 $\pm$ 21,95	2,20	61,00
Jaseň	6	77,90 $\pm$ 12,69	61,68	100,00

Priemerné poškodenie listnatých dřevin sa pohybovalo od 48,17 % (javor) do 77,90 % (jaseň). Najviac poškodzovaný bol jaseň, menej dub, buk a javor. Aj variačné rozpätie poškodenia dosiahlo u jaseňa najvyššie hodnoty (61,68 – 100,00 %). Prežívavá zver preferuje jaseň aj v iných regiónoch Európy (KUPFERSCHMID & BUGMANN 2008).

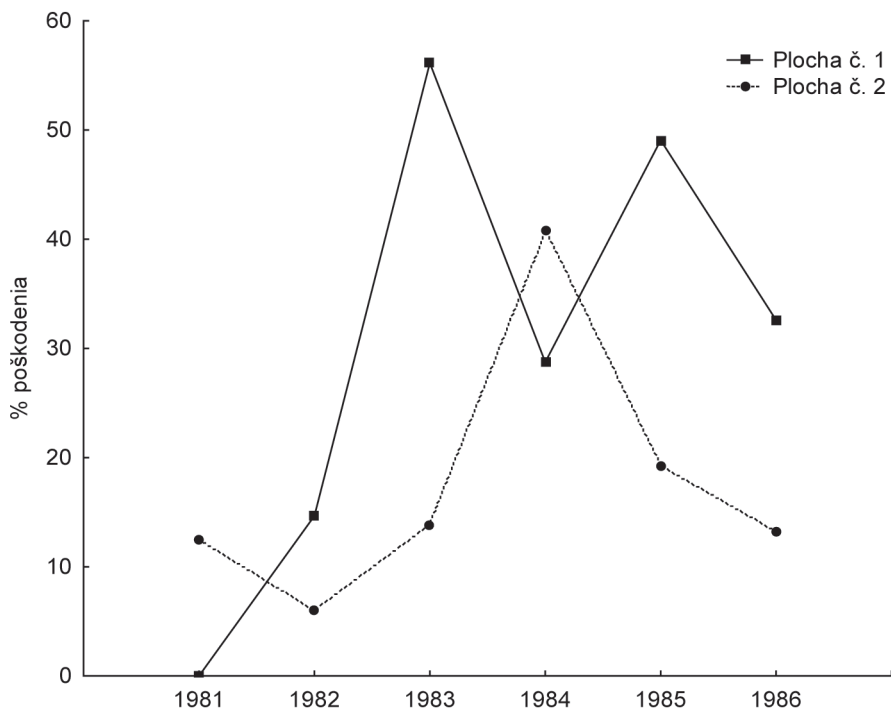
Ďalej uvádzame príklad medzироčných zmien v percente poškodenia terminálnych výhonkov jedle na dvoch pokusných plochách (Obr. 2). Išlo o lokality atakované jeleňou zverou v Chránenej poľovnej oblasti Poľana (OZ Kriváň), kde v čase testovania repelentov bolo evidentné premnoženie jelenej zveri. Napriek trvalej prítomnosti zveri na plochách boli v miere poškodenia veľké medzироčné rozdiely. Tento príklad ilustruje potrebu testovania repelentov počas niekoľkých rokov na tých istých plochách, prípadne na viacerých lokalitách v rozličných prírodných podmienkach, pretože inak sa môže dospieť ku skresleným záverom o účinnosti skúšaných prípravkov.



Obr. 1 Priemerné percento poškodenia terminálnych výhonkov neošetrených vybraných lesných drevín zaradených do registračných skúšok repelentov proti zimnému odhryzu zverou

Fig. 1 Average percentage of browsed terminal shoots by deer in winter on unprotected saplings of relevant forest trees included in the registration trials

Metodická nejednotnosť hodnotenia poškodenia lesných drevín zimným odhryzom nám umožnila len čiastočné porovnanie našich údajov s inými štúdiami. Z údajov uvádzaných v literatúre často nie je zrejmé, či miera poškodenia sa vzťahuje na terminálny výhonok alebo na celé sadenice. Niektorí autori udávajú iba relatívnu preferenciu drevín v potrave kopytníkov alebo poškodenie vyjadria v plošných jednotkách (UECKERMANN 1986). V našej práci sme sa zamerali výlučne na mieru poškodenia terminálnych výhonkov zimným odhryzom, ktorú sme porovnali s prípustnými hodnotami, ktoré uvádza PRIEN (1997) pre Bavorsko. Podľa tohto autora, horná hranica poškodenia sa pre tie isté dreviny, ktoré sme použili pre našu štúdiu pohybovali od 15 do 20 % (Tab. 2). Tieto prípustné hodnoty boli odvodené na základe rozsiahleho výskumu.



Obr. 2 Percento poškodenia terminálnych výhonkov nechránených jedlí na dvoch pokusných plochách v rokoch 1981–1986

Fig. 2 Percentage of browsed terminal shoots of unprotected fir saplings on two experimental plots in 1981–1986

Tab. 2 Prípustné poškodenie terminálneho výhonka (PRIEN 1997)

Tab. 2 Acceptable damage of terminal shoot (PRIEN 1997)

Drevina	% poškodenia terminálu
Smrek	20–30
Jedľa	5–15
Borovica	15–20
Dub	15–25
Buk	10–20
Javor	10–20
Jaseň	10–20

Z údajov v tab. 2 je zjavná miera regeneračnej schopnosti drevín, ktorá je najhoršia u jedle a najlepšia u smrek a duba. Priemerné hodnoty percenta poškodenia získané z registračných pokusov realizovaných v podmienkach stredného Slovenska u všetkých drevín významne prekročili hornú hranicu prípustného poškodenia uvedeného v tab. 2.

ZÁVER

Repelenty na ochranu drevín sa v lesníckych vyspelých štátoch Európy používajú vo veľkom rozsahu. Slabou stránkou mnohých registrovaných repelentov je nedostatočná a krátkodobá účinnosť, preto je táto metóda individuálnej ochrany aj predmetom kritiky. Potrebne je však zdôrazniť, že viaceré repelenty sa z úspechom používajú veľa desaťročí. V článku sme poukázali na variabilitu poškodenia terminálneho výhonka niektorých lesníckych významných drevín. V prírodných podmienkach Slovenska sú zimným odhryzom najviac atakované jaseň a dub. Tento poznatok navrhujeme zohľadniť pri tzv. registračných pokusoch repelentov, v ktorých sa testuje účinnosť proti škodlivému pôsobeniu zveri. V registračných pokusoch založených s týmito drevinami sa v krátkom čase a s vysokou mierou istoty overí účinnosť testovaných repelentov. Jaseň je tiež intenzívne poškodzovaný letným odhryzom a obhryzom kôry, preto pre účely testovania repelentov je výhodnejší ako dub. V terénnych pokusoch je potrebné tiež overiť neškodnosť prípravkov voči chráneným rastlinám. Na rozdiel od testovania účinnosti je pri hodnotení fytotoxickosti potrebné ošetriť všetky druhy drevín, na ktoré sa bude prípravok aplikovať. Kontaktné repelenty môžu u každého druhu rastliny vyvolať nepredvídané reakcie, preto by bolo nesprávne prenášať poznatky o testovaní neškodnosti prípravku z jedného druhu dreveniny na iný.

Podakovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovania centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- ANNEX 1 (91/414/EEC): Active substances authorised for use in plant protection products.
- ANONYM a1996: Rodent repellents against debarking of trees: EPPO standard PP1-200-e: 76–78.
- ANONYM b 2000: Principles of acceptable efficacy: EPPO standard PP1-214-e: 94–97.
- FINDO, S. 1988: Ochrana lesných porastov proti poškodzovaniu poľovnou zverou. Čiastková záverečná správa výskumnej úlohy, LVÚ Zvolen, 70 s.
- FINDO, S. 1999: Výskum a využitie repelentov pre zdokonalenie metód integrovanej ochrany horských lesov proti škodám zverou. In Varínsky a kol.: Vplyv biotických škodcov a ochrana proti nim. Záverečná správa vedecko-technického projektu. LVÚ Zvolen, 147–154.
- FINDO, S. 2002: Výskum zefektívňovania metód ochrany lesa proti škodám zverou. In Novotný, J. a kol.: Ochrana horských lesov proti pôsobeniu hlavných škodlivých činiteľov. Záverečná správa čiastkového vedecko-technického projektu, LVÚ Zvolen, 133–136.

- FINDO, S. – PETRÁŠ, R. 2007: Ekologické základy ochrany lesa proti poškodzovaniu zverou. Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen.
<http://www.eppo.org/>
- KIMBALL B. A., NOLTE D. L. 2007: Development of a new deer repellent for the protection of forest resources. *West. J. Appl. For.* 21(2): 108–111.
- KUPFERSCHMID, A. D., BUGMANN, C. H. 2008: Ungulate browsing in winter reduces the growth of *Fraxinus* and *Acer* saplings in subsequent unbrowsed years. *Plant Ecol* 198: 121–134.
- NOLTE, D. L. 1998: Efficacy of selected repellents to deter deer browsing on conifer seedlings. *International Biodeterioration & Biodegradation* 42: 101–107.
- PRIEN S. 1997: Wildschäden in Wald. Ökologische Grundlagen und Integrierte Schutzmassnahmen. Parey Buchverlag, Berlin.
- UECKERMANN E. 1986: Ungulata. In: W. Schwenke ed.: Die Forestschädlinge Europas. Band 5, 141–276.
-

Adresa autorov:

Ing. Slavomír Findo, CSc.

Ing. Peter Kaštier, PhD.

Ing. Jozef Bučko, PhD.

Národné lesnícke centrum

Lesnícky výskumný ústav Zvolen

T. G. Masaryka 22

960 92 Zvolen

e-mail: findo@nlcsk.org

Metodické problémy skúšania účinnosti repelentov proti odhryzu zverou

Abstrakt

V článku sa uvádzajú nedostatky súvisiace s registračnými pokusmi repelentov proti jeleňovitým v rámci EÚ. V lesníctve sa repelenty vo veľkej miere používajú na ochranu stromov proti odhryzu, obhryzu a vytĺkaniu. Zatiaľ však EÚ nemá k dispozícii samostatný metodický návod pre realizovanie registračných pokusov repelentov proti jeleňovitým. Preto sa využívajú existujúce EPPO štandardy, ktoré však boli vyvinuté pre testovanie účinnosti prípravkov proti iným biotickým škodcom. Najdôležitejšou vlastnosťou dobrého repelentu je vysoká a dlhotrvajúca účinnosť. Pre vierohodné otestovanie účinnosti je dôležitý správny výber pokusnej lokality. Približnú úroveň poškodenia neošetrených kontrolných stromov uvádza štandard PP1-200-e určený pre overovanie účinnosti repelentov na ochranu kôry stromov proti hlodavcom. Podľa tohto štandardu, požadovanú účinnosť dosiahol testovaný repelent vtedy, keď bolo poškodených v terénnych pokusoch minimálne 50 % stromov. Toto percento môže slúžiť ako dolný limit poškodenia kontrolných stromov aj pri testovaní repelentov proti zveri. V tomto článku sme zosumarizovali údaje z mnohých terénnych pokusov testovania repelentov, ktoré poukazujú na mieru zimného odhryzu u jednotlivých druhov hlavných lesných drevín. Zimný odhryz listnatých drevín bol významne vyšší ako ihličnatých. Najvyššie percento odhryzu mali dub (*Quercus sp.*) a jaseň (*Fraxinus excelsior*), čo naznačuje, že uvedené dreviny sú najvhodnejšie pre registračné pokusy repelentov proti zveri.

Kľúčové slová: repelent, registračný pokus, EPPO štandard, zimný odhryz

ZISŤOVANIE VODNEJ ERÓZIE NA ÚZEMÍ LESOPARKU BANSKÁ BYSTRICA

Ján Š K O R Ň A

Škorňa J.: Detection of water erosion in the Forest Park Banská Bystrica. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 55(1): 157–171, 2013.

This paper provides results of evaluating of potential and actual water erosion within area of Urpín and Laskomer in Banská Bystrica located in rugged terrain on limestone bedrock which are affected by wide range of water erosion. In order to determine the amount of taken soil two various methods was used and results of both was compared. The first is photogrammetric method, which determine potential water erosion in GIS environment. The second method applied in research was volumetric method, which uses clinometer wood planks sets with added informations about location of founded plots from GPS receiver. Measured values was graphically displayed in the form of cross sections in individual profiles and longitudinal sections showing the entire course of erosion score. Through mutual comparison of these methods and their achievements we want to highlight the risk of water erosion of recreational land use in the event of damage to vegetation cover, improper care, possibly inappropriately designed technology of access development of forest stands or intolerable load (anthropic pressure) caused by amount of visiting holidaymakers.

Key words: potential water erosion, actual water erosion, suburban woodland

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Vodná erózia je proces straty pôdy odplavovaním v čase intenzívnych dažďov, ovplyvnená morfológiou terénu, pedologickými a biologickými vlastnosťami pôd, zastúpením a druhom vegetačného krytu. Tento proces je prirodzený len v určitých medziach. Preto je potrebné si uvedomiť, že degradácia pôdy spôsobená vodnou eróziou je globálny environmentálny problém, ktorého riešenie je dlhodobým procesom návratu ekosystému do pôvodného stavu. V krajných prípadoch ide o ireverzibilný proces. Tento proces zintenzívňujú a zrýchľujú ľudské aktivity, ako sú napr.: nevhodné pestovateľské postupy a techniky obrábania, starostlivosti o kultúry a porasty, zmeny hydrologických podmienok, odlesňovanie a poškodenie trávneho porastu tzv. zelených plôch. Z tohto dôvodu je potrebné vykonávať a preferovať preventívne opatrenia, ktoré sú väčšinou menej finančne náročné pred neskoršími zásahmi v podobe nápravných opatrení na dosiahnutie z pravidla pôvodného stavu. Vodnú eróziu definoval DEMO (1991) ako proces, začínajúci odnosom veľmi jemných pôdnych častíc a s nimi i živín a biocidov, ktoré sú na pôdne častice naviazané. Pri tomto procese dochádza k zmene vodnej bilancie, pôdnej textúry a obsahu živín v pôde. Pri intenzívnejšom prejave plošnej erózie dochádza k vrstveniu

odnosu po celej ploche svahu, resp. v širokých pásoch, kedy je odplavovaná časť, prípadne celá horná vrstva pôdneho profilu. V tomto štádiu erózných procesov sa začínajú tvoriť rony a brázdy. Ak tieto brázdy nie sú rozptýlené, začína v nich kinetická energia rýchlo narastať a plošná erózia začína prerastať na eróziu stržovú a výmoľovú, čo je najvyššie štádium erózie.

Rozčlenenie vodnej erózie definovalo mnoho autorov. No základnú terminológiu definujúcu procesy erózie medzi prvými u nás publikoval ZACHAR (1970), kde definoval termíny ako plošná (reálna) a rýhová (lineárna) zrážková erózia a zároveň rozdelil eróziu na antropogénnu a naturálnu, ktorú doplnil a rozšíril najmä profesor Midriak.

Vodná erózia je podľa ANTALA (1990) najrozšírenejším degradačným procesom ohrozujúcim pôdy. Autor popisuje dôsledky vodnej erózie nielen ako proces deformujúci pôdny povrch ryhami v sklonitejších terénoch, ale aj následnú sedimentáciu (akumuláciu) nánosov na báze svahov, ktorá so sebou môže prinášať: znižovanie úrodnosti, obmedzovanie využívania pôdy a zhoršovanie: vodného režimu pôd, kvality pôdy, vody, pestovaných plodín, ale aj zanášanie komunikácií, vodných, vodárenských nádrží i polí.

Erózna schopnosť povrchového odtoku podľa MIDRIAKA (1983) je tým väčšia, čím väčší je obsah minerálnych častíc v prúde viac – menej súvislej vrstvičky vody. Odnos pôdy vplyvom erózných činností povrchove odtekajúcej vody na svahu začína sa až vtedy, keď sila vodného prúdu je väčšia ako sily, ktoré udržiavajú častice pôdy, resp. zvetraliny na povrchu. Plošný odnos je výsledkom mnohých faktorov, medzi ktoré patria v prírodných podmienkach (*klimatické vplyvy*) okrem intenzity, množstva a formy zrážok aj vplyvy atmosféry – vzduchu, vody i slnečného žiarenia podmieňujúce súdržnosť pôdných častíc a sorpčnú kapacitu pôdy, ktorá znižuje povrchový odtok vody infiltráciou. Ďalšou skupinou faktorov sú *morfologické vplyvy*, predovšetkým sklon, dĺžka svahov, expozícia, tvar veľkosť a počet prítokov, ktoré ovplyvňujú rýchlosť i veľkosť povrchového odtoku ako aj infiltračnú schopnosť pôdy, resp. zvetralinového plášťa. *Topologické vplyvy* (tvar) ovplyvňujú mechanické, fyzikálne a chemické vlastnosti pôdy (množstvo humusu, priepustnosť vrstiev, zrnitosťné zloženie, obsah skeletu, štruktúru, textúru, vlhkosť pôdných zvetralín) i kvantitatívne ako aj kvalitatívne vlastnosti (druh, vek, zastúpenie, pokrývnosť a vrstevnatosť) rastlinnej pokrývky.

Antropogénna erózia má z pravidla zrýchlený priebeh a dosahuje často krát mnohonásobne väčšiu intenzitu v prípade, že spoločnosť nevykoná náležité opatrenia zamedzujúce jej zväčšovaniu stupňa a typu erózie (ZACHAR 1970).

Problematiku antropogénnej erózie na rekreačne využívanom území s exponovanými svahmi je potrebné prioritne riešiť. Neriešenie problému vodnej erózie na rekreačnom území spôsobí dlhotrvajúci negatívny stav ekosystému a návrat do pôvodného stavu značne skomplikuje.

Predmetom tejto úvodnej časti je zdôraznenie, že procesom vodnej erózie netrpia len poľnohospodárske a horské pôdy, ktoré sú najčastejšie rozpracované v rôznych štádiách,

ale aj intenzívne rekreačne využívané územia v nižších polohách (najmä pahorkatinách), ktoré sú ohrozované odlesnením alebo narušením vegetačného krytu z pravidla vo väčších sklonoch, kde ako neprimerané zásahy človeka spôsobujú zvýšenú erodovateľnosť pôdy.

Základným členením vodnej erózie podľa MAYERA (1991) je rozdelenie na potenciálnu a skutočnú vodnú eróziu.

Potenciálna erózia pôdy je maximálna možná strata pôdy, ku ktorej by došlo na povrchu pôdy vplyvom pôsobenia prírodných činiteľov za predpokladu, že by povrch pôdy nebol porastený žiadaným vegetačným krytom a neboli by na ňom vybudované žiadne antropogénne protierózne opatrenia, resp. zábrany (www.podnemapy.sk).

Preto je veľmi dôležitý pôdoochranný účinok vegetačného krytu, zvyšujúci odolnosť plochy pred hroziacou eróziou najmä účinnou retardáciou odtoku a následnou infiltráciou resp. znižovanie množstva povrchového odtoku vody z povodia a znižovaním rýchlosti, čím sa zmenší aj unášania sila odtekajúcej vody. Pôdoochranný účinok vegetačného krytu sa znižuje v dôsledku silnejšieho vplyvu človeka na krajinu.

Skutočná (aktuálna) vodná erózia predstavuje reálne ohrozenie pôdy procesmi vodnej erózie pri zohľadnení aktuálneho vegetačného krytu a spôsobu obhospodarovania (ŠÚRI *et al.*, 2002).

Antropogénne javy negatívne vplývajúce na pôdy je možné rozdeliť do viacerých skupín. Jednou zo základných a často popisovaných skupín je využívanie pôdy cestovným ruchom. Medzi príklady tohto využitia pôdy patrí: budovanie zjazdoviek, cestných komunikácií, technických diel a turistických trás, ktoré so sebou prinášajú aj negatívne následky (poškodzovanie lesných porastov, znižovanie biodiverzity, fragmentáciu biotopov, zanášanie nepôvodných druhov flóry, ale predovšetkým z pohľadu pôdy zmenu fyzikálnych a chemických vlastností ako aj poškodzovanie vegetačného krytu).

Negatívny vplyv rekreačných aktivít na povrch pôdy je závislý na počte návštevníkov, druhu rekreačnej aktivity a klimatických, geologických, pedologických i typologických charakteristik stanovišťa. Intenzitu poškodenia povrchu pôdy je možné znížiť súborom prevádzkových a technických opatrení zabezpečujúcich väčší rozptyl návštevníkov, usmernenie návštevnosti mimo ohrozených oblastí, alebo obmedzenie návštevnosti v určitom období. Ďalšie z možností sú mechanické opatrenia obmedzujúce pohyb mimo značených trás, alebo po materiáloch s vysokou odolnosťou voči poškodeniu napr. kamenné chodníky.

METODIKA A SKÚMANÉ PLOCHY

Skúmaným územím je časť lesoparku Banská Bystrica, ktorá je špecifická svojimi prírodnými podmienkami. Väčšina územia je situovaná v sklonitom teréne – na vápencovom podklade, pomerne často rekreačne využívaná a vyhľadávaná návštevníkmi mesta Banská Bystrica ako aj príľahlých okolitých miest i obcí.

Cieľom je podať informácie o prítomnosti erózie a vyhodnotiť jej stav na skúmanej ploche. Navrhnuť možnosti eliminácie erózných procesov a zabránenie vzniku nových

erózných plôch. Poukázať na náchylnosť stanovišťa na vznik a intenzitu erózie. Pri výbere metód bolo potrebné uvažovať so stálou prítomnosťou návštevníkov i s faktom, že nemáme dostatočné technické vybavenie, personálne a finančné možnosti na presnejšie stanovenie. Na území boli aplikované dve metódy.

Prvá metóda aplikujúca nástroje GIS bola použitá na určenie potenciálnej vodnej erózie vyjadrenej podľa rovnice USLE (WISCHMEIER-SMITH) v tvare:

$$A = R \cdot K \cdot LS \quad (\text{t/ha/rok})$$

Priemerná ročná strata pôdy (A) vyjadruje riziko ohrozenia pôdy za predpokladu, že vegetačný kryt bol odstránený a neplnil svoju funkciu.

R faktor – vyjadruje eróziu účinnosť dažďov. R – faktor pre územie Urpína bol určený z pôdných máp serveru VÚPOP (spracovaných ALENOM A MALÍŠKOM 1990). S hodnotou 17,5 bol zaradený do stupňa nízkej erozivity dažďa.

K faktor – faktor erodovateľnosti pôdy vyjadrujúci náchylnosť pôdy k vodnej erózii. Je ovplyvnený pôdnymi parametrami (zrnnosť, štruktúra, obsah organickej hmoty a priepustnosť). Formuje schopnosť pôdy infiltrovať zrážkovú vodu do profilu a odolnosť pred rozrušovaním pôdných agregátov kinetickou energiou dažďových kvapiek i povrchovým odtokom. R – faktor vyjadruje odnos pôdy zo štandardnej erodomernej plochy so sklonom 9 % a dĺžkou 22,13 m. K – faktor je vyjadrený odnos pôdy z čierneho úhoru (WISCHMEIER, SMITH, 1978). Mapy K – faktora s mierkou 1 : 10 000 (tab. 1) boli spracované do numerickej podoby.

Tab. 1: Podiel K-faktora v záujmovom území určený z pôdných máp VÚPOP.

Tab. 1: K-factor (soil erodibility) share within the research area derived from the soil maps of the Soil Science and Conservation Research Institute (SSCRI).

Lesné porasty				TTP			
Interval	Zastúpenie %	Stupeň	Zastúpenie %	Interval	Zastúpenie %	Stupeň	Zastúpenie %
0,00–0,15	0	veľmi nízky	26	0,00–0,15		veľmi nízky	50
0,15–0,20	11,69			0,15–0,20			
0,20–0,25	14,29			0,20–0,25	50		
0,25–0,30	5,19	nízky	32,47	0,25–0,30	40	nízky	50
0,30–0,35	7,79			0,30–0,35	10		
0,35–0,40	19,48			0,35–0,40			
0,40–0,45	28,57	stredný	41,53	0,40–0,45		stredný	
0,45–0,50	12,99			0,45–0,50			
0,50–0,55	0	vysoký	0	0,50–0,55		vysoký	
0,55–0,60	0			0,55–0,60			
Spolu	100		100		100		100

Stanovenie LS faktora (faktor sklonu svahov a neprerušovanej dĺžky svahov)

Faktor neprerušovanej dĺžky svahov (L) je zadany pomerom straty pôdy zo skúmaného územia ku strate pôdy z plochy s dĺžkou 22,13 m. Faktor sklonu svahov (S) je zadany pomerom straty pôdy na štandardnej porovnávacej ploche so sklonom 9% a stratou pôdy zo skúmaného územia (WISCHMEIER, W. H. – SMITH, D. D. 1978).

Tab. 2: Erózný potenciál reliéfu.

Tab 2: Topographic potential for erosion.

Erózný potenciál reliéfu	Sklon svahu (°)	Zastúpenie sklonov na skúmanom území (%)	Hodnota S-faktora
1. žiadny až veľmi nízky	0–1	–	0,00–0,16
2. nízky	2,5	1 %	0,17–0,96
3. stredný	6,10	4 %	0,97–2,88
4. vysoký	11,20	49 %	2,89–10,31
5. veľmi vysoký	≥21	46 %	≥10,32

Model potenciálnej vodnej erózie spočívala v tvorbe digitálneho modelu reliéfu (ďalej už len DMR) vytvoreného z typologickej mapy (skúmaného) územia s vrstevnicami, ktorým boli v procese vektorizácie priradené nadmorské výšky.



Obr. 1: DMR územia Laskomerskej časti.

Fig. 1: Digital Elevation Model (DEM) of the Laskomer part locality.

Následne pomocou DMR bol vygenerovaný LS faktor v softvérovom prostriedku ArcGIS.

Faktor K bol určený dvoma spôsobmi. Prvý bol určený pomocou druhej, tretej a piatej pozície z osemmiestneho kódu BPEJ, ktorá špecifikuje vlastnosti pôdy a následne zatriedenie podľa zrnitosti, obsahu humusu a podielu pôdných častíc z tabuliek. Tento postup bol použitý pri TTP, remízkach a voľných nespevnených plochách.

Pre les bol K – faktor určený z digitálnej pôdnej mapy poskytnutej VÚPOP (www.podnemapy.sk). Na identifikáciu bola použitá klasifikácia jednotlivých intervalov (pomocou modulu reclas) prebratých z legendy mapy. Aj táto mapa rovnako ako mapa R-faktora bola vo vektorovom type pričom prešli procesom rasterizácie.

Posledným krokom bolo získanie mapy potenciálnej erózie za pomoci prekrývania (modulom Overlay s možnosťou zlučovania vrstiev násobením) uvedených troch vrstiev.

Pre potreby zisťovania stavu potenciálnej vodnej erózie pôdy bola zvolená metóda mapovania územia za pomoci GIS (označená v časti metodika ako prvá). Navrhnutá metóda využívala letecké snímky (poskytnuté NLC-ULZI v počte 16 ks s mierkou 1 : 10 000, ktoré boli v programe Idrisi Andes spojené do dvoch menších častí Urpín a Laskomer) na spravovanie priestorových údajov. Po spracovaní rastrových a vektorových vrstiev je hlavným cieľom dosiahnutie grafických i empirických výstupov, ktoré dokumentujú rozsah a intenzitu vodnej erózie na celej skúmanej ploche lesoparku. Pri metóde sme využili letecké snímky z roku 2008. Prvá metóda poukázala na výrazné riziká spojené s vysokou potenciálnou eróziou. Za účelom analýzy súčasného (aktuálneho stavu vodnej erózie) v záujmovom území lesoparku bolo potrebné absolvovať terénne meranie (druhá metóda), ktoré má overiť riziká zistené prvou metódou.

Druhou aplikovanou metódou bola volumetrická metóda pre stanovenie aktuálnej vodnej erózie. Volumetrickou metódou sme zisťovali objem útvarov vyerodovaných lineárnou eróziou. Išlo o priame zisťovanie rozmerov erózných rýh svahomernými latovými súpravami, resp. jednoduchými meradlami na výpočet ich objemu.

Na území lesoparku bolo vykonané **prieskumné meranie** vodnej erózie v rozsahu 648 meraní na 38 profiloch umiestnených na 4 erózných ryhách tak, aby boli zachytené maximálne aj minimálne, ale predovšetkým priemerné hodnoty vodnej erózie na rekreačne využívaných komunikáciách lesoparku mesta Banská Bystrica.

Z nameraných hodnôt boli následne vypočítané hodnoty:

priemer:	$x = 13,74 \text{ cm}$	variačné rozpätie:	$Sx \% = 49 \%$
počet meraní:	$n = 38$	smerodajná odchýlka:	$Sx = 6,79 \text{ cm}$

Z variability vyhodnotenej vodnej erózie v prieskumnom meraní sa stanovili minimálne počty profilov **riadneho merania**. Pre dosiahnutie 95 % presnosti, ktorá bola odvodená z prieskumného merania štatistickým vyhodnotením, je potrebné založiť minimálne 177 profilov, aby sme maximálnu chybu dosiahli pod hranicu $\pm 7,3 \%$ čo predstavuje maximálnu možnú odchýlku $\pm 1 \text{ cm}$ od skutočného stavu.

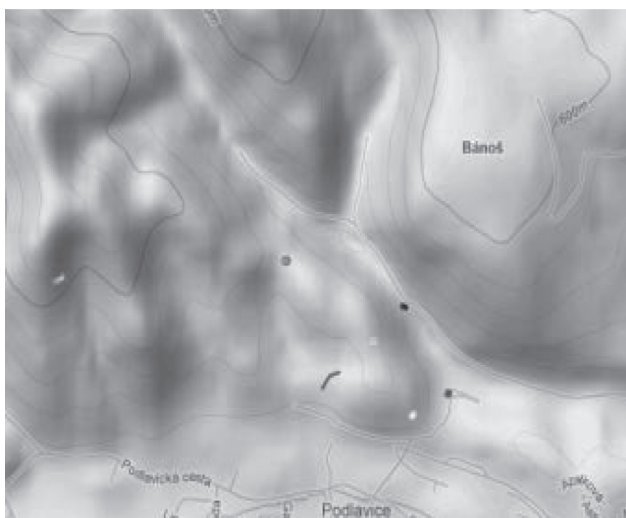
V prípade založenia 708 profilov by sme maximálnu chybu dosiahli pod hranicu $\pm 3,6 \%$, čo by znížilo maximálnu možnú odchýlku pod $\pm 0,5 \text{ cm}$ od skutočného stavu. Tento počet profilov, ale v skutočnosti nie je možné, ani z technického, ani z časového hľadiska dosiahnuť. Tento údaj napovedá o veľkej variabilite vodnej erózie, ktorá je ovplyvnená množstvom faktorov.

Faktory vymedzujúce výber lokalít pre meranie erózie:

- prítomnosť erózných procesov,
- rekreačné využitie komunikácie,
- predpoklad, že na danej komunikácii nebudú vykonávané úpravy (nivelácia)
predpoklad pôsobenia erózných procesov naďalej.

Postup merania erózných rýh

Erózne rýhy sú merané v pravidelných fixných rozostupoch. Každých 10 m bol umiestnený profil, v ktorom boli vykonávané merania hĺbky vyerodovaného priestoru (rýhy) v 20 cm intervaloch. Počet meraní v profile sa odvíjal od šírky eróznej rýhy, jej vetvenia a priebehu (príp. konfigurácie terénu). Počet meraní v profile varíruje od 12 (čo je minimálny počet pre štatisticky dostatočnú presnosť pri 95 % spoľahlivosti) po 38. Poloha profilov je zameraná a následne vynesená do mapových podkladov, ktoré ponúkajú možnosti zobrazenia výškových profilov poskytujúcich podrobné informácie o priebehu i dĺžke erózných rýh.



Obr. 2: Laskomerská časť s meranými úsekmi erózie.

Figure 2: The Laskomer part of the urban forest with the measured erosion sections.



Obr. 3: Urpínska časť s meranými úsekmi erózie.

Fig. 3: The Urpín part of the urban forest with the measured erosion sections.

V rámci riadneho merania bolo meraných 12 úsekov (7 meraných úsekov v laskomerskej a 5 v urpínskej časti lesoparku) s počtom 177 profilov. Všetky merané údaje skutočnej vodnej erózie na rekreačne využívaných komunikáciách (cestách, chodníkoch) v lesoparku sú zobrazené v tabuľke 3.

Skúmané územie s identifikovanými meranými úsekmi vodnej erózie na mapovom podklade sú zobrazené na obr. 2 (Laskomer) a obr. 3 (Urpín), ktoré orientačne zobrazujú polohy jednotlivých erózných rýh vo vymedzených častiach lesoparku.

Výpočet objemu vyerodovanej pôdnej hmoty (erózie) bol počítaný pomocou vzťahu pre výpočet objemu podľa nepravidelného kvádra

$$V = [Spl + 2 \cdot sp) \cdot v$$

Na lokalizáciu profilov bolo použité GPS zariadenie typu Garmin GPSmap 60 CSx. Jeho priemerná horizontálna presnosť je $\pm 5\text{--}10$ m, vertikálna presnosť je ± 25 m v prípade otvorených priestorov pri 95 % signály je maximálna horizontálna aj vertikálna presnosť až 2 m (www.garmin.sk). V našich meraniach sa presnosť v priemere pohybovala v intervale 4–17 m.

VÝSLEDKY

Skúmané územie je pomerne členité. Táto skutočnosť do značnej miery ovplyvnila vodnú eróziu na skúmanom území. Druhým rozhodujúcim faktorom pri vzniku vodnej erózie je vápencové podložie. Tretím podstatným faktorom je intenzívne využívanie

územia na rekreačné účely. Na základe súčinnosti najmä týchto faktorov sú na skúmanom území namerané nasledovné výsledky zhodnotené v tejto časti práce.

Výsledky potenciálnej vodnej erózie

Na lokalite Urpín bola potenciálna vodná erózia v rozsah 0 až 396 ton za 1 rok z plochy 1 hektára určená na sumárnu výmeru 2 748 ha. Plochy s najväčšou výmerou 206 ha sú reprezentované potenciálnou eróziou menšou ako 1 tona za 1 rok z plochy 1 hektára.

- plochy vykazujúce extrémnu potenciálnu vodnú eróziu (> 30 t/ha/rok) sú zastúpené do 1 % skúmanej plochy,
- nízku alebo žiadnu potenciálnu vodnú eróziu (0–4 t/ha/rok) vykazujú len 330,15 ha, čo predstavuje 13 %,
- plochy reprezentujúce vysokú potenciálnu vodnú eróziu (10–30 t/ha/rok) majú výmeru 1 170,55 ha, čo predstavuje 42,12 % územia,
- plochy so strednou potenciálnou vodnou eróziou (4–10 t/ha/rok) sú zastúpené 1 140,72 ha, čo predstavuje 44,88 %.

Výsledky potenciálnej erózie na lokalite Laskomer

- Potenciálna erózia v rozsahu od 0 do 268 ton za 1 rok z plochy 1 hektára má sumárne výmeru 1 928 ha. Plochy s najväčšou výmerou 338,51 ha sú reprezentované potenciálnou eróziou menšou ako 1 tona za 1 rok z plochy 1 hektára,
- plochy vykazujúce extrémnu potenciálnu vodnú eróziu (> 30 t/ha/rok) majú výmeru 1 237,65 ha, čo predstavuje 64,35 % skúmanej plochy,
- nízku alebo žiadnu potenciálnu vodnú eróziu (0–4 t/ha/rok) vykazujú len 349,50 ha, čo predstavuje 17,93 %,
- plochy reprezentujúce vysokú potenciálnu vodnú eróziu (10–30 t/ha/rok) majú výmeru 277,76 ha, čo predstavuje 14,44 % územia,
- plochy so strednou potenciálnou vodnou eróziou (4–10 t/ha/rok) sú najmenej zastúpené výmeru 63,35 ha, čo predstavuje 3,28 %.

Výsledky skutočnej vodnej erózie na skúmaných plochách v lesoparku Banská Bystrica

Súčasný objem podplavenej pôdy na meraných úsekoch erózných rýh predstavuje $394,68 \text{ m}^3$ z plochy 0,003036 ha, čo pri hustote $2,5 \text{ t/m}^3$ priemerne predstavuje 32 499,246 ton z plochy 1 ha za doterajšie obdobie. Pri prezentovaní čiastkových výsledkov zistených meraním v teréne, môžeme konštatovať, že maximálna dosiahnutá chyba pri určení objemu vodnej erózie sa pohybuje v intervale $\pm 7,3$ %.

Pričom:

- 600 metrový úsek (v lokalite Alpinka) je meraný na ceste, ktorá neparí do siete značených turistických trás, ale je často využívaná návštevníkmi lesoparku ako cyklotrasa,
- ostatné úseky sú merané na značených turistických trasách prechádzajúcich územím lesoparku,

- meranie bolo vykonané na 12 erózných ryhách, ktoré dosiahli spolu dĺžku cca 1 726 m v rámci, ktorých bolo hodnotený úsek o dĺžke 1 690 m,
- na týchto 12 erózných ryhách bolo založených 182 profilov,
- počet meraní skutočnej vodnej erózie na celom území lesoparku bol v počte 2 339,
- celkový objem odtransportovanej pôdy vodnou eróziou predstavuje 394,68 m³ z plochy 41,5 m², ktoré boli vypočítané na monitorovaných úsekoch erózných rýh.

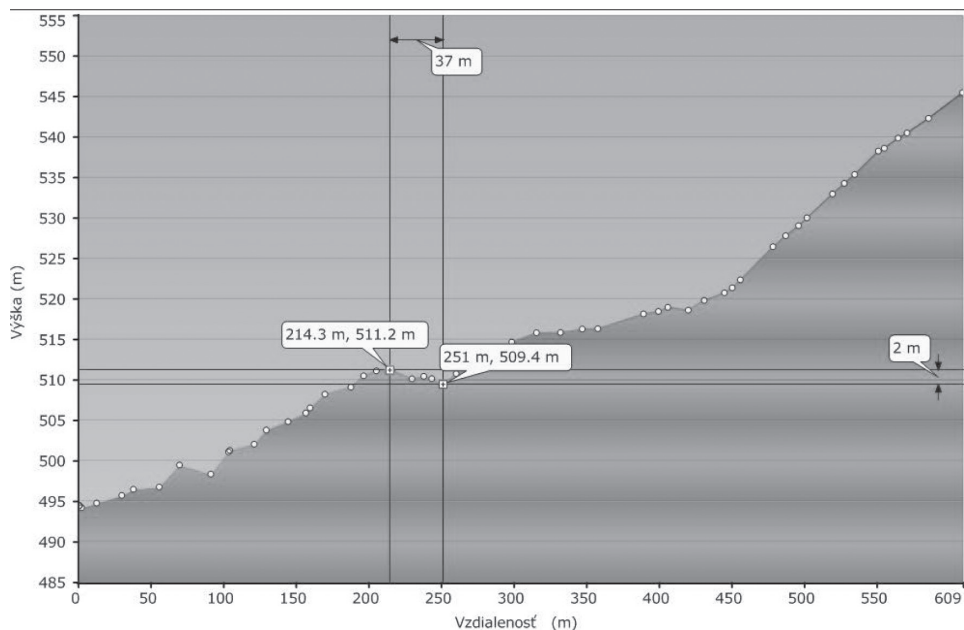
Expozícia výrazne ovplyvňuje eróziu v prípade slnečných svahov o 1,5 až 3-krát viac ako na severných expozíciách (BUČÁK 2006), čo sa potvrdilo aj pri týchto výsledkoch.

Tab. 3: Parametre zistené pri meraní vodnej erózie.

Tab. 3: Parameters found out by the water erosion measurements

Erózna ryha	Celková dĺžka eróznej ryhy (m)	Meraná dĺžka eróznej ryhy (m)	Počet fixných profilov	Počet meraní	Objem odplavenej hmoty (m ³)
1	588	580	59	769	177,3275
2 a	566	550	56	766	118,379
2 b	20	20	3	36	6,279
3	77	70	8	96	13,06
4	25	20	3	36	5,2625
5	90	90	10	120	17,344
6	10	10	2	24	1,405
7	10	10	2	24	2,759
8	50	50	6	72	7,558
9	10	10	2	24	3,378
10	10	10	2	24	2,251
11	240	240	25	300	36,572
12	30	30	4	48	3,105
Spolu	1 26	1 690	182	2 339	394,68

Na obr. 4 je presne zobrazený priebeh meraného úseku eróznej rýhy číslo 2. Tento výškový profil detailne vykresľuje sklon, dĺžku, pozdĺžny priebeh. Na obrázku je vyznačený úsek, na ktorom dochádza ku akumulácii transportovanej pôdy z vrchných častí eróznej rýhy, ktoré sa kumulujú (sedimentujú) v dôsledku menšieho sklonu. V tomto prípade je možné uvažovať s chybou pri meraní s GPS zariadením, ktoré má zníženú presnosť pod zapojeným lesom a oblačnosťou. Všetkých 58 ks priečných profilov je zaznamenaných žltými bodkami.

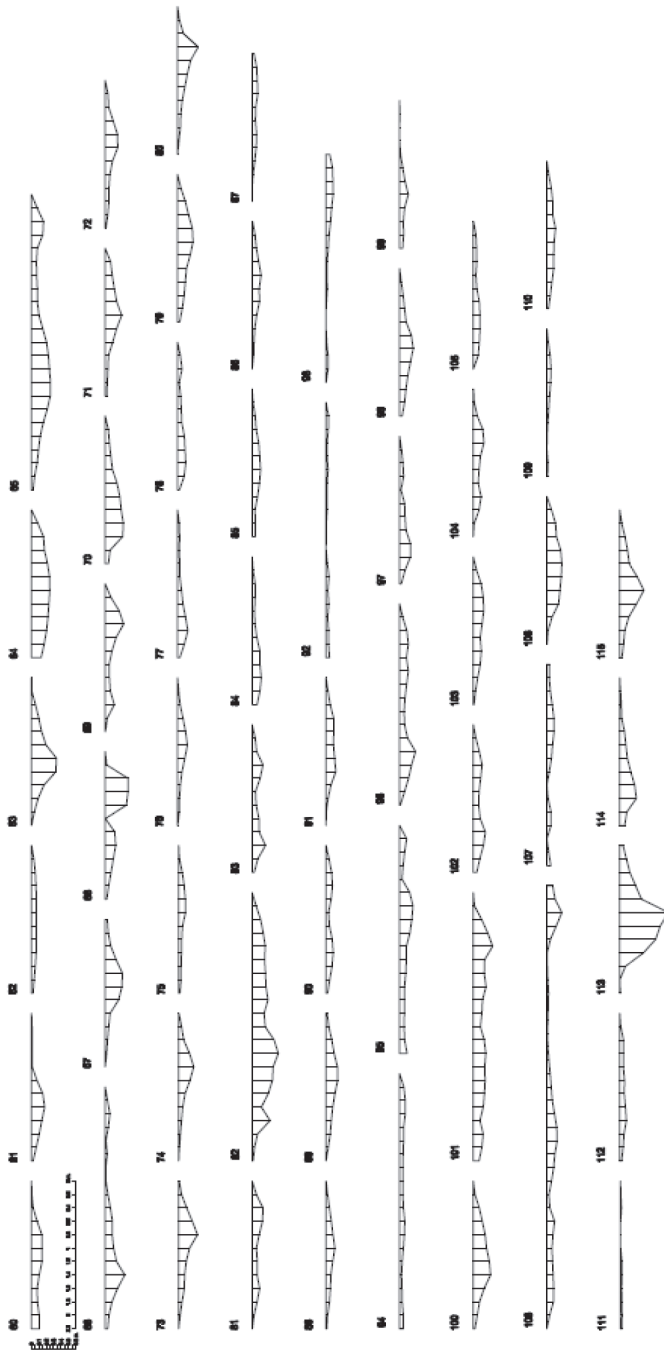


Obr. 4 Výškový profil eróznej ryhy 2.

Fig. 4: Elevation profile of the erosion rill number 2.

Priečne profily druhej eróznej ryhy sú zobrazené (v počte 58 ks) na obr. 5. Technický rys v mierke 1 : 50 zobrazuje tvary profilov, ktoré sú modelované povrchovým odtokom vody z povrchu pôdy. Profily v rámci eróznej ryhy sú profily merané od bodu s najnižšou nadmorskou výškou (koniec ryhy) po jej začiatok. Na profile je možné vidieť ich hĺbku a šírku odvíjajúcu sa od množstva odtekajúcej vody, tvaru, klimatických a pôdnych podmienok.

Erózná ryha č. 2



Vypracoval:	Ing. Ján Škorňa	TUZVO
Názov:	Priečne profily eróznej ryhy č. 2	Mierka:
Rozstup profilov:	10 m.	1:50
		2010

Obr. 5: Priečne profily 2. eróznej ryhy zobrazenej pôvodne vo formáte A3 na mierke 1 : 50.
 Fig. 5: The cross profiles of the erosion rill number 2 originally displayed in the scale of 1 : 50 within the paper format A3.

DISKUSIA

Prvá metóda využívajúca nástroje GIS je v porovnaní s volumetrickou metódou rýchlejšia, hodnotí širšie územie a umožňuje modelovanie protipatrení i simuláciu ich účinkov. Nevýhody prvej metódy, ktorá využíva nástroje GIS na modelovanie potenciálnej erózie sú: potreba veľkého množstva mapových a empirických podkladov i GIS softvéru.

Výhodou volumetrickej metódy je, že poskytuje možnosť rýchle získať údaje o reálnej sezónnej erózii po každom daždi alebo topení snehu a umožňuje posúdiť aj vplyv iných činiteľov. „*Metóda oproti skutočnosti podáva nižšie údaje, pretože sa pri nej zanedbáva spláchnutá zemina medzi stužkami. Metóda je vhodná na výskum intenzity erózie a na výskum vplyvu vonkajších činiteľov na veľkých výskumných objektoch*“ (ZACHAR 1970).

Volumetrická metóda je pomerne rýchla v porovnaní s ostatnými metódami terénneho zisťovania vodnej erózie, nenáročná na vybavenie, pomerne práca v porovnaní s GIS, ale prináša objektívnejšie výsledky. Medzi nevýhody patrí: časová náročnosť, vyhodnotenie menšieho územia.

Vzhľadom na veľkú variabilitu reálnej vodnej erózie prepojenej na množstvo ovplyvňujúcich faktorov je potrebné z dôvodu štatistického hodnotenia a objektivizácie vykonať veľké množstvo meraní, čo je takmer nemožné.

Sekundárnym cieľom bolo zaznamenanie vplyvu a intenzity pôsobiacich antropogénnych činiteľov i prírodných podmienok (klíma, pôda) na skúmané rekreačne využívané prostredie z pohľadu tvorby vodnej erózie. Vyhodnotením a porovnaním sme zistili, že antropogénne činitele sa významne podieľajú na vzniku erózie (napr. poškodzovaním vegetačného krytu). Významnejší vplyv bol zaznamenaný v dôsledku nesprávne vedenej lesnej dopravnej siete (LDS) bez priečného a pozdĺžneho odvodnenia i využívaním tejto LDS na približovanie drevnej hmoty v polozávесе lesnými kolesovými traktormi počas obnovnej ťažby v priľahlých lesných porastoch.

Na vyjadrenie hmotnosti odplavenej pôdy v procese vodnej erózie sme použili priemernú hustotu hlinítopiesočnatej pôdy $2,5 \text{ t/m}^3$, ktorá zodpovedá priemeru hodnôt $2,35\text{--}2,75 \text{ t/m}^3$ (www.fpv.umb.sk).

ZÁVER

Výstup práce (v podobe modelu potenciálnej erózie, schém rozmiestnenia meraných úsekov erózných rýh, ich pozdĺžne profily, priečne rezy a DMR) slúžia ako podklad na prehodnotenie prístupu obhospodarovania lesov alebo starostlivosti o krajinu a umožňuje návrh vhodných protierózných opatrení v prípade ich potreby (pokiaľ dôjde k poškodeniu alebo zničeniu vegetačného krytu).

Les a trávne porasti zvyšujú odolnosť potenciál krajiny voči erózii pôdy a preto je potrebné zabezpečiť starostlivosť o tieto plochy, aby nedochádzalo k prílišnému poškodeniu pôdy návštevníkmi. Účelom by malo byť obmedzenie rekreačnej činnosti na plochách s vysokým rizikom vzniku erózie.

Pre potreby porovnania výsledkov potenciálnej so skutočnou vodnou eróziou je potrebné zistiť objem odplavenej pôdy za obdobie 1 roka na založených profiloch. Preto je nutné opakovane vykonať meranie s odstupom jedného roka.

Súčasný stav erózie sa bude považovať za počiatočný a po ďalšom meraní vodnej erózie (v nasledujúcom roku) bude možné predpokladať stav a vývoj vodnej erózie na založených – monitorovaných fixných profiloch v lesoparku.

Vypočítaná hodnota potenciálnej straty pôdy na prevažnej ploche územia vysoko prekračuje limit stanovený zákonom NR SR č. 220/2004 Zb. z o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy, ktorý definuje už hranicu 30 t/ha/rok ako hrozbu.

Pod'akovanie

Táto štúdia vznikla vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Dobudovanie centra excelentnosti: Adaptívne lesné ekosystémy, ITMS: 26220120049, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Použitá literatúra

- ANTAL (1990): Ochrana a zúrodňovanie pôdy. Nitra: VŠP, 236 s.
- BUČÁK J. 2006: Štruktúra porastov s protieróznou funkciou na lokalite Púštnik Jama. TU Zvolen, 42 s.
- DEMO M., a kol., 1991: Ekologické zásady hospodárenia na pôde. SPU Nitra, 302 s.
- MAYER, H., (1991): Auswirkungen der Klimaveränderungen auf den Schutzwald im Gebirge. In: Österr. Forstztg. Roč. 102, č. 10 s. 7–8.
- MIDRIAK, R., 1983: Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Veda, Bratislava, s. 53–208.
- MIDRIAK, PERTÁŠ 1972: Zhodnotenie javov a foriem deštrukcie pôdy v oblasti Belanských Tatier metódou pozemnej fotogrametrie. Vedecké práce VÚLH, s. 209–219.
- WISCHMEIER, W. H. – SMITH, D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Agriculture Handbook. Maryland 1978, p. 58–537.
- ZACHAR, D., 1970: Erózia pôdy. SAV, Bratislava, 528 s.

Elektronické zdroje

- ŠŮRI *et al.*, 2002 in: <http://www.podnemapy.sk/portal/verejnost/erozia/vod/vod.aspx> prebraté 13. 6. 2011
- <http://www.podnemapy.sk/erozia/viewer.htm?activelayer=0&query=NAZOKRES%3D%27Pezinok%27&queryzoom=yes> prebraté 15. 6. 2011
- <http://www.presne.sk/garmin-gpsmap-60csx-mapa-slovakia-topo-p47> prebraté 16. 4. 2011
- <http://www.fpv.umb.sk/~vzdchem/KEGA/TUR/PODA/Poda04.htm> prebraté 12. 6. 2011.

Adresa autora:

Ing. Ján Škorňa
Katedra ochrany lesa a poľovníctva
Lesnícka fakulta
Technická univerzita vo Zvolene
T. G. Masaryka 24
960 53 Zvolen

Zisťovanie vodnej erózie na území lesoparku Banská Bystrica

Abstrakt

Práca poskytuje výsledky doterajšieho zisťovania stavu potenciálnej a aktuálnej vodnej erózie na území lesoparku Banská Bystrica v lokalitách Urpín a Laskomer. Územie patrí medzi plochy postihnuté vodnou eróziou vo veľkom rozsahu, nakoľko je lokalizované v pomerne členitom teréne na vápencovom podloží. Za účelom zisťovania množstva odnesenej pôdy boli použité dve rozličné metódy, ktorých výsledky sme v závere porovnali. Prvou je metóda, ktorá určuje potenciálnu vodnú eróziu v prostredí GIS. Druhou aplikovanou metódou bola volumetrická metóda podľa MIDRIAKA (1983) využívajúca svahomerné latové súpravy, ktorá bola doplnená o lokalizáciu založených profilov pomocou GPS zariadenia. Namerané údaje boli graficky zobrazené v podobe priečny rezov. Jednotlivé profily a pozdĺžne rezy zobrazujú celý priebeh erózneho ryhu. Výsledky uvedených metód poukazujú na riziko vodnej erózie na rekreačne využívanom území v prípade poškodenia vegetačného krytu nevhodnou starostlivosťou, prípadnou nevhodne navrhnutou technológiou sprístupnenia lesných porastov, alebo neúnosným zaťažením (antropickým tlakom) dosiahnutým množstvom navštevujúcich rekreatantov.

Kľúčové slová: potenciálna vodná erózia, skutočná vodná erózia, lesopark