

Proceedings of Central European Silviculture

Volume 10

**Dušan Kacálek, Jitka Součková,
Alena Hvězdová, Jiří Novák
(eds.)**

2021

VÝZKUMNÝ ÚSTAV LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A MYSLIVOSTI, V. V. I.,
STRNADY
VÝZKUMNÁ STANICE OPOČNO

*FORESTRY AND GAME MANAGEMENT RESEARCH INSTITUTE, STRNADY
OPOCNO RESEARCH STATION*



PĚSTOVÁNÍ LESŮ nová témata ve střední Evropě

SILVICULTURE *New Issues in Central Europe*

Sborník původních vědeckých prací
u příležitosti 21. vědecké konference pěstitelů lesa

*Proceedings of Original Scientific Studies
at the occasion of the 21st scientific conference of silviculturists*

7.–8. září. 2021
Opočno, Dobruška
Česká republika / *Czech Republic*

Poděkování

Organizace konference a vydání sborníku PCES 2021 byly spolufinancovány projektem NAZV QK1920328 „Komplexní řešení obnovy a pěstování lesa v oblastech s rychlým velkoplošným hynutím lesa“ a institucionální podporou MZE-RO0118.

Sborník je věnován 100. výročí Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady a 70. výročí Výzkumné stanice v Opočně.

Acknowledgements

The conference and PCES 2021 were organized within and co-financed by NAZV QK1920328 research project and institutional support MZE-RO0118.

The Proceedings is dedicated to the 100th anniversary of Forestry and Game Management Research Institute, Strnady and 70th anniversary of Opočno Research Station.



Spolupracující organizace: Lesnická fakulta, Technická univerzita vo Zvolene; Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně; Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze; Lesnický výzkumný ústav, Národní lesnické centrum, Zvolen; Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady; Zemědělská a environmentální fakulta univerzity v Debrecenu; Lesnický výzkumný ústav univerzity v Šoproni a akciová společnost Napkori erdőgazdák (Napkorští lesníci); Slovenský lesnický ústav, Ljubljana.

Všechny příspěvky publikované v PCES 2021 byly recenzovány.

Co-operating organizations Faculty of Forestry, Technical University, Zvolen; Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University, Brno; Forest Research Institute, National Forest Centre, Zvolen; Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, Prague; Forestry and Game Management Research Institute, Strnady; Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, University of Debrecen; Forest Research Institute, University of Sopron and Exclusive Stock Company of Napkori Foresters; Slovenian Forestry Institute, Ljubljana .

All articles published in PCES 2021 were peer reviewed.

Seznam recenzentů / List of reviewers

Antonín Martiník, Dušan Kacálek, Ivan Kuneš, Ivan Repáč, Jakub Černý, Jan Leugner, Ján Pittner, Jiří Černý, Jiří Remeš, Jiří Souček, Jan Bartoš, Lukáš Bílek, Martin Baláš, Milan Saniga, Monika Vejputsková, Ondřej Špulák, Pavel Bednář, Radek Pokorný, Robert Knott, Roman Longauer, Stanislav Kuchel, Tomáš Vrška, Vilém Podrázský, Zdeněk Vacek

Editoři <i>Editors:</i>	Dušan Kacálek, Jitka Součková, Alena Hvězdová, Jiří Novák
Korektury <i>Proofreading:</i>	Jitka Richterová, Jarmila Coufalová, Miroslava Valentová
Obálka: <i>Cover design:</i>	Dušan Kacálek
Sazba a tisk <i>Typesetting and press:</i>	Josef Kovářiček, Irena Kováříčková
Náklad <i>Number of copies:</i>	100 ks

Doporučená citace / *Recommended citation:*

Kacálek, D. et al. (eds.) 2021. Pěstování lesů – nová témata ve střední Evropě. Sborník původních vědeckých prací u příležitosti 21. vědecké konference pěstitelů lesa. Dobruška, 7. – 8. 9. 2021. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno: 288 s. *Proceedings of Central European Silviculture*.

ISBN 978-80-7417-214-4

© 2021, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady
© 2021, *Forestry and Game Management Research Institute, Strnady*

OBSAH / CONTENTS

Sekce 1: Limity přirozené obnovy / *Session 1: Limits to natural regeneration* 9

Štruktúra a dynamika prirodzenej obnovy vo vysokohorskom smrekovom lese v NPR Babia hora a Zadná Poľana / *Structure and dynamics of natural regeneration in montane spruce forest of the Babia hora and Zadná Poľana NNR*
ĎURICA P., JALOVIAK P. 11

Vliv porostního okraje na škody zvěří a přirozenou obnovu bukových porostů v Krušných horách / *Effect of the stand edge on game damage and natural regeneration of beech forest stands in the Krušné hory Mts.*
FUCHS Z., VACEK Z., CUKOR J., VACEK S., GALLO J. 19

Dynamic response of natural regeneration to gap opening in Habrůvka forest district / *Dynamika přirozené obnovy po vytvoření porostní mezery (kotlíku) na polesí Habrůvka*
HAMMOND M. E., POKORNÝ R. 27

Stagnácia prirodzenej obnovy duba plstnatého v lesostepných podmienkach Krupinskej planiny / *Stagnation of natural regeneration of pubescent oak in steppe woods in Krupinska planina*
SEDMÁKOVÁ D., SARVAŠOVÁ I., PAROBEKOVÁ Z., PITTNER J.,
ĎURICA P., LUKÁČIK I. 37

Sekce 2: Obnovitelná produkce / *Session 2: Renewable production* 49

Promising black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) variety-candidates in Hungary: a short review / *Slibní kandidáti na variety trnovníku akátu (Robinia pseudoacacia L.) v Maďarsku: krátký přehled*
KESERŮ Z., BOROVICS A., RÁSÓ J., TÁMBA M., ÁBRI T., RÉDEI K. 51

Srovnání podrostního způsobu s hospodařením v trvale strukturně bohatém porostu v oblasti Karpat s využitím růstového simulátoru / *Comparison of shelterwood system with management of permanently structurally rich forest stand in the Carpathian area using a growth simulator*
KOMÁNEK M., KNOTT R. 59

Biological and morphological characteristics of European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) nuts – case study of Modrý Kameň region / *Morfologické charakteristiky plodov gaššana jedlého (Castanea sativa Mill.) – prípadová štúdia z regiónu Modrý Kameň*
PÁSTOR M., JANKOVIČ J., MODRANSKÝ J. 67

Produkcia spalného tepla bukových porastov / *Calorific value production of beech stands*
PETRÁŠ R., MECKO J., KUKLA J., KUKLOVÁ M. 77

Potenciál využití introdukovaných druhů borovic / *Potential of utilisation of introduced pine species*

PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., GALLO J., VACEK S., NOVOTNÝ S., ZÁRUBA J. . . . 87

Růst výmladků ve vybraných pařezinách v národním parku Podyjí / *Growth of sprouts in selected coppices in Podyjí national park*

ŠIMKOVÁ M., VACEK S., VACEK Z. 93

Vztahy těžby listnatých a jehličnatých dřevin dle slunečních cyklů / *Harvesting fluctuations of deciduous and coniferous tree species according to solar cycles*

ŠIMŮNEK V., VACEK S., VACEK V., D'ANDREA G., GALLO J. 101

Zmiešané smrekovo-jedľovo-bukové porasty z hľadiska hodnotovej produkcie / *Mixed spruce-fir-beech stands from view of value production*

ŠTEFANČÍK I., PETRÁŠ R., MECKO J. 109

Sekce 3: Management druhové skladby / Session 3: Species composition management. 117

Individuální reakce jedle tloušťkovým přírůstem na uvolnění v prvním roce zásahu / *Individual diameter increment reaction of fir one year after thinning*

DUŠEK D., NOVÁK J., KACÁLEK D. 119

Kalamita Antonín – deset let poté / *Calamity Antonín – ten years after*

MARTINÍK A., STLOUKALOVÁ A., SENDECKÝ M. 125

Přestavba smrkobukových porostů v Jizerských horách: druhová diverzita přirozené obnovy / *Transformation of spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: species diversity of natural regeneration*

PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., BRICHTA J. 135

Dynamika zmien drevinového zloženia národnej prírodnej rezervácie Badínsky prales v rokoch 1970–2018 / *Dynamics of changes in tree species composition of the national nature reserve Badínsky prales in period 1970–2018*

ŠUMICHRAS L., VENCURIK J., SANIGA M., KUCBEL S. 143

Vliv druhové skladby lesních ekosystémů na výskyt a abundanci *Ixodes ricinus* v měnících se podmínkách prostředí / *Effect of tree species composition of forest ecosystems on the occurrence and abundance of Ixodes ricinus in changing environmental conditions*

VACEK Z., CUKOR J., VACEK S. 149

Sekce 4: Změny prostředí / Session 4: Changing environments . 159

Humidity affects the light response of young Douglas-fir / *Relativní vlhkost vzduchu ovlivňuje asimilační reakci mladých douglasek*

ČATER M. 161

Vliv klimatických faktorů na radiální růst dřevin ve smíšených lesích v evropsky významné lokalitě Kozínek / *Effect of climate factors on the radial growth of tree species in mixed forests in the Kozínek special area of conservation*

HÁJEK V., VACEK Z., VACEK S., VANČURA K. 171

Historická percepcie biomeliorační funkce lesa – časová osa / <i>Historical perception of an soil-improving function of forest – a timeline</i>	
KACÁLEK D., ŠPULÁK O., BARTOŠ J., ŠACH F.	181

Funkčnost modřínu v porostech náhradních dřevin v Krušných horách / <i>Functionality of larch in substitute tree species stands in the Ore mountains</i>	
NOVÁK J., DUŠEK D., SLODIČÁK M.	189

Opad v mladých březových porostech / <i>Litterfall in young birch stands</i>	
SOUČEK J.	201

Příklady vlivu různých dřevin na objemovou vlhkost svrchní vrstvy půdy / <i>Examples of different tree species impacts on volumetric moisture of topsoil</i>	
ŠACH F., ČERNOHOUS V., ŠPULÁK O., KACÁLEK D., PODRÁZSKÝ V.	209

Sekce 5: Prevence rizik / Session 5: Preventing risks 219

Založení výzkumné plochy s exotickými a cennými dřevinami v lokalitě Doubek – úvodní informace / <i>Establishing of research site with exotic tree species and noble hardwoods in Doubek – initial information</i>	
GALLO J., PODRÁZSKÝ V., BALÁŠ M., HOLUBÍK O., VOPRAVIL J.	221

Vliv vystavení sadebního materiálu břízy bělokore vysychání na jeho fyziologickou kvalitu, ujímavost a růst po výsadbě / <i>Effect of exposure of birch (Betula pendula Roth) seedlings to drying on its physiological quality and performance after planting</i>	
LEUGNER J., MARTINCOVÁ J.	233

Účinek aplikácie hydroabsorbenta a ektomykorízneho biopreparátu na vývoj sadenic smreka obyčajného v podmienkach simulovaného stresu zo sucha / <i>Effect of hydroabsorbent and ectomycorrhizal additive application on the development of Norway spruce seedlings under simulated drought stress</i>	
REPÁČ I., BELKO M., KMEŤ J., SLÁVIK M.	241

Vliv dlouhodobého skladování a vysychání před výsadbou na vývin kořenového systému krytokořených sazenic smrku ztepilého po výsadbě / <i>Influence of long-term storage and desiccation before planting on development of root system of containerized plants of Norway spruce after planting</i>	
PANTOVÁ P., HOUŠKOVÁ H.	257

Působení alginitu na lesní kultury vysazené na bývalých zemědělských půdách / <i>Effects of alginite on forest cultures planted on former agricultural areas</i>	
ZÁRUBA J., GALLO J., BALÁŠ M.	271

Atributy managementu podporujícího biodiverzitu saproxylických druhů hmyzu / <i>Management attributes supporting biodiversity of saproxylic insect species</i>	
ZUMR V., REMEŠ J.	281

Předmluva *Preface*

Nová témata pěstování lesů nebyla v tomto roce vybrána jako titul tradiční vědecké konference nahodile. Vždy se děje něco nového a v posledních několika letech jsme byli svědky změn, které nás přiměly dívat se na fungování lesního hospodářství z jiných úhlů. Příspěvky samozřejmě stále řeší typicky pěstební otázky jako obnovu, produkci, strukturu porostů a také výzkum podmínek prostředí. V 10. svazku *Proceedings of Central European Silviculture* čtenáři najdou články seskupeny do pěti sekcí zaměřených na limity přirozené obnovy, obnovitelné zdroje, druhovou skladbu lesů, proměnlivé růstové podmínky a řešení rizik. Hranice mezi sekcemi přitom editoři sborníku vnímají jako víceméně volně propustné, kde jednotlivé studie, coby kameny mozaiky, skládají obraz nových úkolů a řešení majících kořeny v přírodních a společenských podmínkách minulosti. Na těchto základech ostatně lesnictví kdysi vzniklo a jako takové stále trvá.

Letošní konference se koná u příležitosti dvou výročí: století od založení Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti ve Strnadlech a také sedmdesátiletí jeho lesopěstební součásti – Výzkumné stanice v Opočně. Pozornost si zároveň zaslouží výjimečná koincidence 21. setkání lesnických pěstitelů pořádaného v 21. roce 21. století. Navzdory trvající pandemii doufají organizátoři konference v osobní setkání v Opočně. Kéž by to tak bylo.

*New issues of silviculture were not chosen randomly for the traditional scientific conference title this year. There are always new events and we have witnessed changes over the last few years, which made us see functions of forestry from other perspective. Of course, the studies still deal with questions typical of silviculture such as renewal, production and structure of stands as well as research of environmental conditions. In the 10th volume of the *Proceedings of Central European Silviculture*, readers will find articles grouped to five sessions focused on limits of natural regeneration, renewable resources, forest tree species composition, changing environments and risk management. Editors perceive boundaries among the sessions as quite freely permeable and the studies are pieces mosaicking new tasks and solutions rooting in natural and social conditions of the past. This was, nevertheless, the very basis of forestry once, and the basis that has still endured as such.*

This year's conference is organized on behalf of two anniversaries: a century since the establishment of Forestry and Game Management Research Institute at Strnady and also seventies of the institute's department of silviculture – Research Station at Opočno. There is also another thing that earns our attention, namely the exceptional coincidence of the 21st silvicultural meeting taking place in the 21st year of the 21st century. Despite the lingering pandemic, the conference organizers still hope for personal meeting at Opočno. We wish it was that way.

Sekce 1
Limity přirozené obnovy

Session 1
Limits to natural regeneration

ŠTRUKTÚRA A DYNAMIKA PRIRODZENEJ OBNOVY VO VYSOKOHORSKOM SMREKOVOM LESE V NPR BABIA HORA A ZADNÁ POĽANA

STRUCTURE AND DYNAMICS OF NATURAL REGENERATION IN MONTANE SPRUCE FOREST OF THE BABIA HORA AND ZADNÁ POĽANA NNR

PAVEL ĎURICA*, PETER JALOVIAR

Lesnícka fakulta, Technická Univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, Slovenská Republika, * E-mail: p.durica4@gmail.com

ABSTRACT

This study analyses structural differences and dynamics of Norway spruce regeneration processes of contrast stand structure for two different sites (NNR Babia hora and Zadná Poľana). The main objective of this study is focused on the analysis of natural regeneration, especially on its abundance in selected height classes, identification of the preferred germination substrate for selected tree species and evaluation of the effect of game on the site present natural regeneration. The results revealed significant differences in density of natural regeneration for contrasting stand structures. Coarse wood debris was confirmed as the favourable substrate for germination and initial growth of spruce, negative effect of game was recorded particularly on other tree species.

Keywords: natural regeneration, spruce natural forest, coarse woody debris, herbivory damage

ABSTRAKT

Stav lesov vo vysokohorských oblastiach je značne diferencovaný. Táto štúdia analyzuje rozdiely v štruktúre a dynamike smrekových regeneračných procesov kontrastnej porastovej štruktúry dvoch rozdielnych lokalít (NPR Babia hora a Zadná Poľana). Cieľom práce je analýza prirodzenej obnovy a ich početnosti v jednotlivých výškových kategóriách, stanovenie preferencií kľúčneho lôžka jednotlivých druhov drevín a zhodnotenie vplyvu raticovej zveri na existujúce štruktúry prirodzenej obnovy. Regeneračné procesy sa hodnotili na 30 kruhových výskumných plochách. Výsledky potvrdili významné rozdiely v početnosti prirodzenej obnovy v rozdielnych porastových štruktúrach. Bol potvrdený význam moderového dreva ako preferovaného substrátu pre kľúčenie a odrastanie smreka a negatívny vplyv zveri hlavne na ostatné porastotvorné dreviny.

Kľúčové slová: prirodzená obnova, smrekový prírodný les, moderové drevo, poškodenie zverou

Úvod

Podmienenými prvkami dynamickej vyváženosti a úspešnosti priebehu regeneračných procesov je dostatočné množstvo a vhodná plošná distribúcia prirodzenej obnovy (WOHLGEMUTH et al. 2002). TREPP (1981) definuje predpoklady pre vznik prirodzenej obnovy vysokohorského smrekového lesa za najkomplikovanejšie v porovnaní s ostatnými spoločenstvami nižších polôh. Pre jej vznik a rast zohrávajú rozhodujúcu úlohu mikrostanojšia, ktoré do určitej miery kompenzujú drsné klimatické podmienky vysokohorských smrečín, hlavne teplotný deficit a extrémne hodnoty slnečného žiarenia (KRÄUCHI et al. 2000).

Prítomnosť moderového dreva predstavuje významný faktor pre udržanie biodiverzity, fungovanie rôznych lesných funkcií a zároveň podmieňuje vo významnej miere úspešnosť dynamiky regeneračných procesov (POUSKA et al. 2010). Ideálne podmienky pre klíčenie a odrastanie smrekového zmladenia nastupujú v druhom decéniu po odumretí jedinca. Výhody v porovnaní s ostatnými substrátmi spočívajú najmä vo vyššej teplote, dostatočnom zásobení koreňov kyslíkom, rýchlejšom topení snehu a náskoku pred bylinnou vegetáciou (ZIELONKA 2006). Podiel celkového zmladenia na moderovom dreve predstavuje vo vysokohorských lesoch strednej Európy viac ako 50 % z celkovej obnovy (SVOBODA et al. 2010).

Cieľom tohto príspevku je posúdiť a porovnať skúmané lokality z hľadiska prirodzenej obnovy vo vzťahu k jej výškovej a druhovej štruktúre. Stanovenie podielu prirodzenej obnovy vyskytujúcej sa na moderovom dreve. Porovnanie jednotlivých lokalít na základe poškodenia jedincov prirodzenej obnovy raticovou zverou.

MATERIÁL A METODIKA

Štúdia je zameraná na výskum pralesových zvyškov vysokohorských smrekových lesov kontrastných geografických polôh na území Slovenskej republiky. Územie NPR Babia hora sa nachádza v najsevernejšom cípe krajiny. NPR Zadná Poľana naopak predstavuje najjužnejšie sa vyskytujúci vysokohorský smrekový les orografického celku Západných Karpát.

Metodika merania a spracovania dát

V záujmovom území národných prírodných rezervácií bolo sumárne trvalo zastabilizovaných 30 kruhových výskumných plôch (10 v NPR Babia hora, 20 v NPR Zadná Poľana) s výmerou 1 000 m² (polomer 17,85 m). Trvalé výskumné plochy (TVP) boli založené Katedrou pestovania lesa Technickej univerzity vo Zvolene so zámerom sledovania dynamiky smrekového prírodného lesa (JALOVIAŘ, ĐURICA 2019, JALOVIAŘ et. al. 2020). TVP sú lokalizované vo výškovom intervale od 1 265 m do 1 364 m n. m. (NPR Babia hora), resp. 1 314 m až 1 452 m n. m. (NPR Zadná Poľana).

Na každej z tridsiatich TVP bola evidovaná prirodzená obnova v siedmych čiastkových plochách (kruh s polomerom 2 m), ktoré boli vzdialené od seba v rozstupe 5 m a nachádzali sa na línii prechádzajúcej stredom kruhovej plochy. Stred TVP predstavoval zároveň aj strednú pozíciu v línii čiastkových plôch. Prirodzená obnova bola sledovaná spolu na 210 plochách, čo predstavovalo celkom 2 638 m²

porastovej výmery a intenzitu výberu 8,8 % z celkovej výmery skusných plôch (spolu 3,0 ha).

Prirodzená obnova sa analyzovala podľa druhu dreviny a kľúčneho lôžka (minerálna pôda, moderové drevo). Na každom jedinci bola zmeraná výška s presnosťou na 1 cm a zaznamenané poškodenie terminálneho výhonku ohryzom. Plocha moderového dreva na celej skusnej ploche sa vyjadřila ako horizontálny priemet ležiacich kmeňov a ich častí zmeraných v rámci terénnych meraní (metodika FieldMap) a v tejto práci je vyjadřená ako podiel z celkovej výmery skusnej plochy.

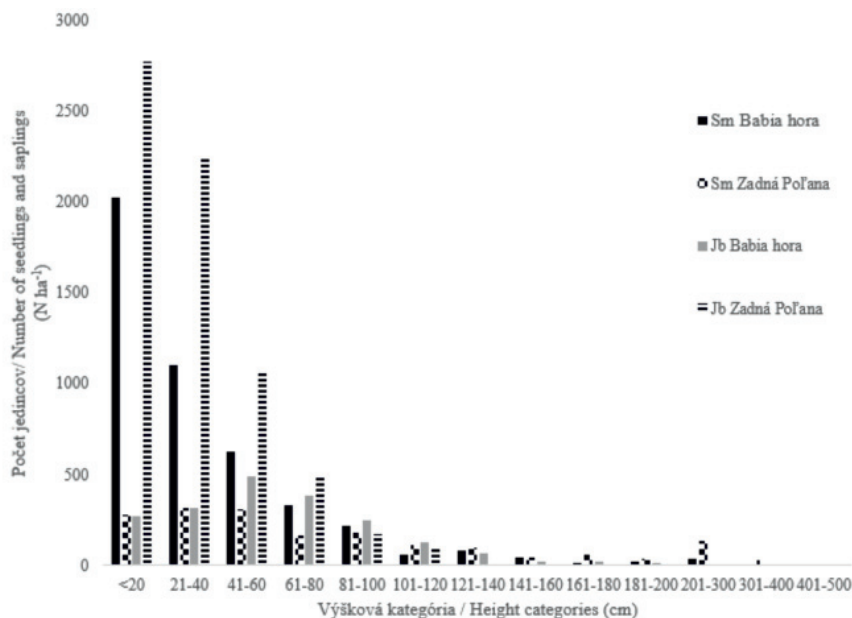
VÝSLEDKY

V kategórii prirodzenej obnovy smrekového prírodného lesa dominantne prevláda smrek a jarabina. Zastúpenie ostatných drevín pristupuje vo forme jednotlivých prímiesi. V lokalite Babia hora je to okrem prípravných drevín (breza, rakyta) buk a smrekovec. Prístupujúce dreviny v lokalite Zadná Poľana sú buk a javor horský. Sumárny podiel ostatných drevín na celkovom zastúpení v obidvoch lokalitách nepresahuje 2 %. Hustota prirodzenej obnovy smreka bola v lokalite Babia hora takmer trojnásobne vyššia v porovnaní s obnovou na Poľane. Podiel jarabiny v obidvoch lokalitách je výrazne rozdielny; v lokalite Zadná Poľana jej početnosť prevyšuje početnosť smreka (podiel na zastúpení je takmer 80 %) a viac ako 3-násobne prevyšuje početnosť na Babej hore.

Tab. 1: Početnosť prirodzenej obnovy a ich podiely na celkovej početnosti podľa lokality
Table 1: Composition of natural regeneration and percentage of natural regeneration in relation to study site

	Počet [ks.ha ⁻¹]/ Number [pcs.ha ⁻¹]		Podiel/ Percentage [%]	
	Zadná Poľana	Babia hora	Zadná Poľana	Babia hora
Lokalita/Location				
Smrek/ <i>Picea abies</i>	1750±293	4546±1318	22,3	57,6
Jarabina/ <i>Sorbus aucuparia</i>	6824±1181	1966±681	76,6	40,8
Buk/ <i>Fagus sylvatica</i>	56±24	34±24	0,6	1,3
Javor/ <i>Acer pseudoplatanus</i>	45±24	–	0,5	–
Smrekovec/ <i>Larix decidua</i>	–	11±11	–	0,1
Breza/ <i>Betula verrucosa</i>	–	11±11	–	0,1
Rakyta/ <i>Salix caprea</i>	–	11±11	–	0,1
Spolu/Sum	8677±1375	6580±1439	100	100

Výšková diferenciácia prirodzenej obnovy smreka je výraznejšia v lokalite Babia hora. Dominantné rozdiely v početnosti sú najmä v iniciálnej rastovej fáze, vo výškovej kategórii do 20 cm, kde je rozdiel v početnosti takmer 90 %. Početnosť vo vyspelejších výškových kategóriách sa prirodzene postupne vyrovnáva na základe auto-redukčných procesov. Dôležitým ukazovateľom úspešnosti regeneračných procesov je vyspelosť prirodzenej obnovy. Okrem rozdielov v početnosti za-



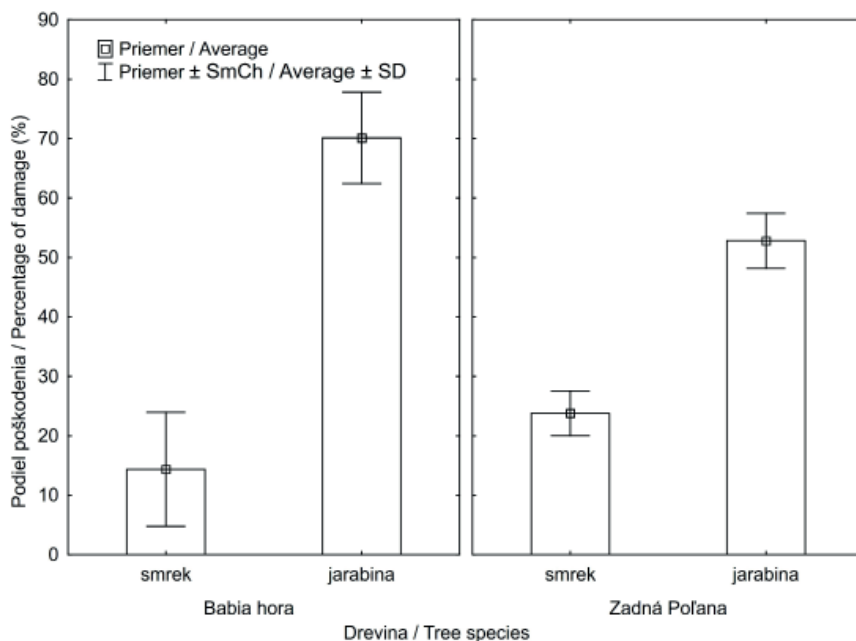
Obr. 1: Rozdelenie početností prirodzenej obnovy smreka (SM) a jarabiny (Jb) vo výškových kategóriách podľa lokality

Fig. 1: Frequency polygon of natural regeneration in height categories according to tree species (Jb – *Sorbus aucuparia*, Sm – *Picea abies*) and study site

stúpenia v jednotlivých výškových triedach je medzi lokalitami podstatný rozdiel vo výškovej diferenciácii. Priemerná hodnota výšky prirodzenej obnovy smreka v lokalite Zadná Poľana je 83,6 cm (medián 59 cm) v lokalite Babia hora je priemer 35,5 cm (medián 24 cm). Rozdiel výškovej vyspelosti jarabiny definovaný prostredníctvom priemernej výšky je menej výrazný a predstavuje len 4 cm (Babia hora 35 cm, Zadná Poľana 31 cm).

Signifikantné rozdiely medzi jednotlivými drevinami vznikajú na základe preferencií kľúčneho substrátu. Významnú úlohu v regeneračných procesoch subalpínskych smrekových lesoch zohráva moderové drevo. Kým pri jarabine je význam obsadzovania tohto substrátu zanedbateľný (Babia hora 3,5 %, resp. Zadná Poľana 11 %), tak smrek v obidvoch lokalitách preferuje moderové drevo. Hoci ležiace moderové drevo, vhodné pre regeneračné procesy (stupeň rozkladu 3), pokrýva len 1,2 % (Babia hora), resp. 2,5 % (Zadná Poľana) povrchu, tak v obidvoch lokalitách je podiel prirodzenej obnovy z počtu všetkých jedincov smreka na tomto substráte viac ako 50 %.

Vplyv zveri sa často uvádza ako jeden z hlavných rizík úspešnosti regeneračných procesov. Miera poškodenie smreka v obidvoch lokalitách má nízku intenzitu (14 % Babia hora, 23 % Zadná Poľana). Vplyv jelenej zveri sa významnejšie prejavuje pri jarabine, kde podiel poškodenia na niektorých TVP dosahoval aj 100 %.



Obr. 2: Podiely poškodených jedincov smreka a jarabiny podľa lokality
 Fig. 2: Percentages of damaged individuals of spruce (smrek) and rowan (jarabina) seedlings and saplings in relation to study site

DISKUSIA

Relatívne rozdiely v hustote a vyspelosti prirodzenej obnovy reflektujú aktuálny stav porastovej štruktúry a priebeh disturbančného režimu. NPR Zadná Poľana sa dlhodobo vyznačuje diferencovanou bimodálnou štruktúrou, ktorá sa v smrekových pralesoch vyskytuje pomerne zriedkavo (JALOVIAR et. al. 2020, HOLEKSA et. al. 2007, KORPEL 1989). Maloplošný disturbančný režim možno považovať za príčinu nízkej hustoty prirodzenej obnovy smreka hlavne v iniciálnej rastovej fáze. Masívnejší nárast početnosti je podmienený silnejšími disturbanciami, ktoré majú za následok vytvorenie väčších porastových medzier (HOLEKSA et. al. 2017). Opakovaná inventarizácia vykonaná v lokalite Babia hora preukázala záporné zmeny zásoby v kategórii živých jedincov smreka. Niektoré TVP dosahovali pokles zásoby na úrovni 30 až 45%. Rozpad smrečín v tejto lokalite sa prejavil aj na hodnotách intenzity priameho slnečného žiarenia. Rozdiel medzi priemernými hodnotami lokalít je na úrovni 10 % (Babia hora $37,85 \pm 2,09$ % ($\bar{x} \pm SE$), Zadná Poľana $26,15 \pm 1,15$ %).

Početnosť jednotlivých druhov drevín prirodzenej obnovy je obdobná so štúdiami, ktoré boli vykonávané v týchto lokalitách. VORČÁK et. al. (2006) uvádzajú pre Babiú horu a výškovú zónu korešpondujúcu s našou štúdiou takmer identické hektárové hodnoty početnosti (sm: 4 563 ks.; jb: 1 750 ks.). Špecifické podmienky štruktúry smrekového prírodného lesa v Zadnej Poľane neumožňujú dosahovať vysokú hustotu obnovy. Významnú úlohu úspešnosti regeneračných procesov tu zohráva výšková vyspelosť jedincov zmladenia. Vyspelá obnova (výšková kategória

>50 cm) predstavuje 55% zo všetkých jedincov obnovy smreka (971 ks. ha⁻¹). Početnosť sa približuje hodnotám získaným v lesoch Šumavy v období pred rozsiahlou kalamitou 1 095 ks. ha⁻¹ (BAČE et. al. 2015).

Vysoké zastúpenie jarabiny je dôležitým predpokladom pre jej udržanie v poraste. Výskyt na jednotlivých TVP v kategórii hrubiny je zaznamenaný len v lokalite Zadná Poľana, kde jarabina dosahuje 1,65% podiel na zásobe porastu (JALOVIAR et. al. 2020). Nízka priemerná výška obnovy je spôsobená devastacným poškodením jeleňou zverou. Vysoká početnosť jarabiny a výskyt ostatných druhov drevín môže zredukovať poškodenie smreka. Na základe variability poškodenia pri ostatných drevinách je málo pravdepodobné vytvorenie súvislej vrstvy prípravného lesa v hornej vrstve s uplatnením jarabiny.

Význam moderového dreva deklarujú nie len výsledky tejto štúdie, ale aj výsledky ostatných autorov zo záujmových oblastí. V lokalite Babia hora bol podiel prirodzenej obnovy vzniknutej na moderovom dreve takmer 55 % (VORČÁK 2006) a na území NPR Zadná Poľana až 65 % (KORPEL 1989), resp. 50 % z počtu všetkých jedincov prirodzenej obnovy (JALOVIAR et. al. 2017). Proces tvorby moderového dreva, ako vhodného kľúčneho substrátu, je zdĺhavý a trvá niekoľko decéní. Variabilita hustoty obnovy je tiež signifikantne modifikovaná priemerom nekromasy, kontaktom pôdy s nekromasou, prítomnosťou drevokazných húb a pokryvnosťou okolitej bylinnej synúzie (BAČE et. al. 2011).

ZÁVER

Dynamika regeneračných procesov smrekového prírodného lesa je podmienená jeho aktuálnou štádiálnou vývojovou fázou. NPR Zadná Poľana, sa vyznačuje maloplošným disturbančným režimom, netypickým pre smrekové pralesy. Vysoká hustota pomerne homogénnej hornej etáže nevytvára optimálne podmienky pre obnovu smreka, predovšetkým z hľadiska nedostatočného osvetlenia. Existuje tu však dostatočné množstvo obnovy smreka vo vyspelejších výškových kategóriách, ktoré zabezpečujú kontinuitu dorastu do hrubiny. Naakumulovaná vysoká zásoba hornej etáže poukazuje na minulé ovplyvnenie ekosystému ľudskou činnosťou a je pravdepodobné, že s postupujúcim vývojom sa bude rozsah disturbancií zväčšovať. Obnova jarabiny je spontánna a natoľko početná, že aj napriek masívnemu poškodeniu je schopná odrásť do vyšších kategórií, prípadne dosiahnuť kategóriu hrubiny. V NPR Babia hora sledujeme rýchly rozpad už v krátkodobom horizonte, typický pre pôvodné smrekové pralesy. Tým sa vytvorili vhodné (svetelné) podmienky pre rýchly nástup prirodzenej obnovy smreka. K vysokej početnosti prispieva aj malý rozsah poškodenia ohryzom, ktorého dôvod je zrejme horšia prístupnosť pre zver medzi vývratmi a zlomenými časťami odumretých smrekov a tiež koncentrácia poškodenia na atraktívnejšiu jarabinu.

Rozdiely v celkovej početnosti, resp. v diferenciácii početnosti v jednotlivých výškových kategóriách nereflektujú zmenu v preferenciách kľúčneho lôžka. Napriek nízkemu podielu z celkového povrchu, ktoré moderové drevo dosahuje (do 3 %), tak podiel prirodzenej obnovy je v oboch lokalitách na tomto substráte viac ako 50 %.

Aj napriek rozdielom v štruktúre a dynamike regeneračných procesov a v celkovej vývojovej trajektórii je v oboch lokalitách zabezpečené trvalé zachovanie prírodného smrekového lesného ekosystému.

POĎAKOVANIE

Daná štúdia vznikla s podporou projektu VEGA 1/0385/20 | 8 | Vývojová, disturbancečná a regeneračná dynamika zmiešaných prírodných a prírode blízkych lesov v podmienkach klimatickej zmeny.

LITERATURA

- BAČE R., SVOBODA M., JANDA P., MORRISSEY R.C., WILD J., CLEAR, J.L., ČADA V., DONATO, D.C. 2015. Legacy of pre-disturbance spatial pattern determines early structural diversity following severe disturbance in montane spruce forests. *PLoS one*, 10 (9) DOI: 10.1371/journal.pone.0139214
- BAČE R., SVOBODA M., POUSKA V., JANDA P., ČERVENKA J. 2011. Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management* 266 (2012) 254–262. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.025
- HOLEKSA J., JALOVIAI P., KUCBEL S., SANIGA M., SVOBODA M., SZEWCZYK J., SZWAGRZYK J., ZIELONKA T., ZYWIEC M. 2017. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 388: 79–89. DOI:10.1016/j.foreco.2016.08.026
- HOLEKSA J., SANIGA M., SZWAGRZYK J., DZIEDZIC T., FERENC S., WODKA M. 2007. Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Poľana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research*, 126 (2): 303–313. DOI: 0.1007/s10342-006-0149-z
- JALOVIAI P., ĎURICA, P. 2019 Časová variabilita smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) v prírodnom smrekovom subalpínskom lese NPR Zadná Poľana. In: *Proceedings of Central European silviculture: sborník vedeckých prác u príležitosti 20. medzinárodného setkání pěstitelů lesa střední Evropy a 100 let založení Mendelovy univerzity v Brně*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2019, s. 211–220.
- JALOVIAI P., ĎURICA P., VENCURIK J., KUCBEL S., PITTNER J., SEDMÁKOVÁ D. 2020 Štruktúra a krátkodobá vývojová dynamika smrekového pralesa v Národnej prírodnej rezervácii Zadná Poľana. *Zprávy lesnického výzkumu*, 65, 2020 (4): 146–152
- JALOVIAI P., KÝPEŤOVÁ M., KUCBEL S., VENCURIK J., PITTNER J. 2017 Početnosť a výšková štruktúra prirodzenej obnovy vo vysokohorskom smrekovom lese v NPR Poľana. *Zprávy lesnického výzkumu*, 62, 2017 (1): 7–15
- KORPEE Š. 1989: *Pralesy Slovenska [Slovak primeval forests]*. Bratislava, Veda, 332 pp
- KRÄUCHI N., BRANG P., SCHÖNENBERGER W. 2000. Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132 (1): 73–82. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00382-0
- POUSKA V., SVOBODA M., LEPSOVA A. 2010. The diversity of wood-decaying fun-

- gi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *Eur. J. For. Res.* 129, 219–231 DOI: 10.1007/s10342-009-0324-0
- SVOBODA M., FRAVER S., JANDA P., BAČE R., ZENÁHLÍKOVÁ J. 2010 Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260 (2010) 707–714. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.027
- TREPP W. 1981: Das Besondere des Plenterns im Gebirgswald, Schweiz. *Z. Forstwes.* 132 (10): 823–846
- VORČÁK J., MERGANIČ J., SANIGA M. 2006 Structural diversity change and regeneration processes of the Norway spruce natural forest in Babia hora NNR in relation to altitude. *Journal of Forest Science*, 52, (9): 399–409
- WOHLGEMUTH T., KULL P., WÜTHRICH H. 2002 Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 17–47
- ZIELONKA T. 2006: Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2614–2622 DOI: 10.1139/x06-149

VLIV POROSTNÍHO OKRAJE NA ŠKODY ZVĚŘÍ A PŘIROZENOU OBNOVU BUKOVÝCH POROSTŮ V KRUŠNÝCH HORÁCH

EFFECT OF THE STAND EDGE ON GAME DAMAGE AND NATURAL REGENERATION OF BEECH FOREST STANDS IN THE KRUŠNÉ HORY MTS.

ZDENĚK FUCHS¹, ZDENĚK VACEK¹, JAN CUKOR^{1,2},
STANISLAV VACEK¹, JOSEF GALLO¹

¹Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčká 129, 165 21 Praha 6

²Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Útvar myslivosti, Strnady 136, 252 02 Jiřetice nad Jizerou

ABSTRACT

*The objective of the paper was to obtain knowledge about the effect of stand edge on natural regeneration in beech stands with an emphasis on damage by ungulates. The study of natural regeneration was conducted on 8 permanent research plots (PRP) with a size of 3 × 30 m in the Krušné hory Mts. in the Czech Republic and Germany. European beech (*Fagus sylvatica* L.) in natural regeneration reached 88%. The numbers of regenerations on PRP ranged from 20,556 to 114,111 pcs/ha. The edge effect had a significant ($p < 0.05$) positive effect on the number of individuals of natural regeneration from the edge to the inside of the stand, on the contrary, the game damage decreased significantly ($p < 0.05$) with increasing distance from the stand edge. In contrast, there was no a significant ($p > 0.05$) effect of the stand edge on the quality and height of regeneration. The height of natural regeneration was significantly ($p < 0.001$) influenced by both the type (lateral, terminal, combined) and the state of browsing (old, new, repeated). Regeneration was damaged by browsing in average 78% of individuals, of which maple (*Acer pseudoplatanus* L.; 97%) and black alder [*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. 96%] were most limited by game. From the point of view of high regeneration damage, it is possible to recommend a reduction population of the ungulates to an ecologically tolerable level and mechanical protection, both for natural and artificial regeneration.*

Keywords: *Fagus sylvatica*, edge effect, browsing, structure of regeneration, diversity

ABSTRAKT

*Cílem příspěvku bylo získat poznatky o vlivu porostního okraje na přirozenou obnovu v bukových porostech s akcentem na škody spárkatou zvěří. Studium přirozené obnovy probíhalo na 8 trvalých výzkumných plochách (TVP) o velikosti 3 × 30 m v Krušných horách v České republice a Německu. Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) v přirozené obnově dosahoval zastoupení 88 %. Počet obnovy se na TVP pohybovala v rozmezí od 20 556 do 114 111 ks/ha. Okrajový efekt měl signifikantní pozitivní vliv*

($p < 0,05$) na počet jedinců přirozené obnovy směrem od okraje do nitra porostu, naopak s narůstající vzdáleností od okraje porostu se signifikantně ($p < 0,05$) snižovaly škody zvěří. Naproti tomu nebyl zjištěn signifikantní ($p > 0,05$) vliv porostního okraje na kvalitu a výšku zmlazení. Výška přirozeného zmlazení byla signifikantně ($p < 0,001$) ovlivňována jak typem (boční, terminální, kombinovaný), tak i stavem okusu (starý, nový, opakovaný). Okusem bylo poškozeno v průměru 78 % jedinců obnovy, z toho nejvíce byl limitován javor klen (*Acer pseudoplatanus* L; 97 %) a olše lepkavá [*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.; 96 %]. Z hlediska vysokého poškození obnovy lze doporučit redukci stavu spárkaté zvěře na ekologicky únosnou úroveň a mechanickou ochranu, jak pro přirozené zmlazení, tak i umělou obnovu.

Úvod

Přirozená obnova je jako základní prvek přírodě blízkého pěstování lesů intenzivně negativně ovlivňována spárkatou zvěří (FUCHS et al. 2021). Škody zvěří jsou v České republice závažným problémem (ÚHÚL 2016), který nemá jednoduché řešení. Způsobované poškození (loupání, ohryz a okus) mladých semenáčků či starších jedinců výrazně ovlivňuje zejména výšku a zdravotní stav přirozené a umělé obnovy (VACEK et al. 2014, CUKOR et al. 2019). Míra poškození zvěří je ovlivněna početností spárkaté zvěře a její druhovou preferencí stromové složky (AMMER 1996, D'APRILE 2020). Bez aplikace individuálních či plošných ochranných opatření by zajištění a následné odrůstání obnovy bylo velmi problematické (VACEK 2017).

Efekt porostního okraje, způsobovaný násečným či podrovným hospodářským způsobem, vytváří prostor pro přirozenou obnovu jak stínomilných, tak i světlo-milných dřevin. Porostní kraj mateřského porostu zajišťuje ochranu nově vznikajícího mladého porostu a vytváří tak specifické vlhkostní, světelné a vzdušné podmínky, které se např. na holé ploše nevyskytují (POLENO et al. 2007). Okrajový efekt tak může významně ovlivňovat výšku, početnost a kvalitu přirozené obnovy (BÍLEK et al. 2018, DOBROVOLNÝ et al. 2012), ale i poškození zvěří v důsledku preference ekotonu (REIMOSER 1994).

Cílem tohoto příspěvku bylo posouzení vlivu porostního okraje ve vztahu ke způsobovaným škodám zvěří na přirozené obnově bukových porostů v centrální části Krušných hor s následným doporučením péstebních opatření k omezení škod zvěří. Konkrétními cíli bylo i) zhodnocení kvantity, péstební kvality a struktury přirozené obnovy na 8 trvalých výzkumných plochách, ii) určení vlivu poškození okusem na dynamiku a druhové složení přirozené obnovy a iii) zpracování analýzy vlivu okrajového efektu na škody zvěří a parametry přirozené obnovy.

MATERIÁL A METODIKA

Sběr dat byl cíleně situován do centrální části Krušných hor. V rámci studie bylo založeno 8 trvalých výzkumných ploch (TVP) o výměře 3×30 m, s obdobnými stanovištními podmínkami a s dominantním zastoupením buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) v mateřském porostu. Plochy byly rozděleny na 10 navazujících transektů o šíři 3 m. Celkem 7 porostů se nacházelo v České republice a 1 porost ve Spolkové republice Německo. Nadmořská výška zkoumaných porostů se pohybovala v rozmezí od 635 do 804 m a sklon od 5 do 23° (Tab. 1). Mateřské porosty byly

Tab. 1: Přehled základních stanovištních a porostních parametrů trvale výzkumných ploch 1–8 v Krušných horách

Table 1: Overview of basic site and stand parameters of permanent research plots 1–8 in the Krušné hory Mts.

TVP PRP	GPS souřadnice GPS coordinates	Stát Country	Nad. výška Altitude (m a.s.l.)	Expo. Expo.	Sklon Slope (%)	Lesní typ Forest site type	Zásoba Volume (m ³ ha ⁻¹)	Věk Age (y)	Zakme- nění Stocking
1	50°38'37.1"N, 13°39'44.0"E	CZ	804	V/E	23	6S	280	171	7
3	50°35'50.5"N, 13°30'01.6"E	CZ	682	JZ/ SW	12	6S	337	166	7
4	50°35'50.2"N, 13°30'02.2"E	CZ	679	Z/W	10	6S	337	166	7
5	50°21'31.7"N, 13°02'55.3"E	CZ	672	JZ/ SW	5	4C	64	130	3
6	50°21'31.4"N, 13°02'54.4"E	CZ	668	JZ/ SW	5	4C	64	130	3
7	50°35'19.3"N, 13°30'12.2"E	CZ	633	SZ/ NW	8	5S	396	168	8
8	50°35'21.2"N, 13°30'16.1"E	CZ	637	SZ/ NW	5	5S	396	168	8
10	50°39'03.6"N, 13°17'45.0"E	DE	665	J/S	6	4S	247	149	7

4S – *Fagetum mesotrophicum*, 4C – *Fagetum subxerothermicum*, 5S – *Abieto-Fagetum mesotrophicum*, 6S – *Piceeto-Fagetum mesotrophicum*

vybrány tak, aby měly snížené zakmenění (0,3 až 0,8) a sousedily se zemědělskou půdou z důvodu ověření vlivu okrajového efektu. Hranice TVP byly vytyčeny 1 m od okraje louky kolmo směrem do porostu. Porosty dosahovaly zásoby od 64 do 396 m³/ha. Převládajícím půdním typem je kambizem modální.

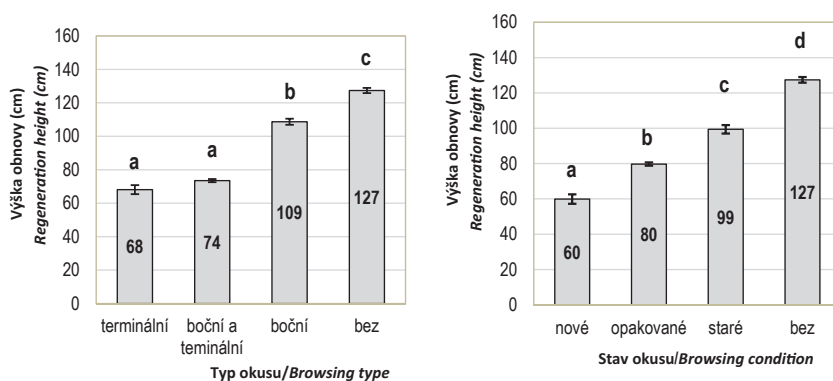
Na TVP bylo celkem sledováno 3 969 jedinců přirozené obnovy, u kterých byly hodnoceny následující charakteristiky: druh dřeviny, výška s přesností na 1 cm, kvalita (vyhodnocována jen u jedinců nad 1 m ve škále 1–4), stav okusu (starý, nový, opakovaný, bez poškození) a typ okusu (terminální, boční, kombinovaný, bez poškození). Hodnocení pěstební kvality proběhlo podle následující stupnice: 1 rovný, vitální jedinec, nerozvětvený), 2 (lehce křivý jedinec s mírným rozvětvením), 3 (křivý jedinec, pěstebně nevhodný, nepřirůstavý) a 4 (silně deformovaný jedinec, nepřirůstavý či odumírající).

Statistické vyhodnocení rozdílů ve výšce přirozené obnovy mezi variantami poškození zvěří bylo provedeno Kruskal-Wallisovým testem v programu Statistica (Tibco). Vliv vzdálenosti od porostního okraje (okrajového efektu) na parametry přirozené obnovy (škody zvěří, průměrnou výšku, početnost a pěstební kvalitu) byl testován Pearsonovým korelačním koeficientem. Chybové úsečky znázorňují střední chybu průměru.

VÝSLEDKY

Druhové složení přirozené obnovy na TVP bylo podmíněno druhovou skladbou mateřského porostu. S ohledem na umístění TVP v bukových porostech v obnově převažoval buk lesní s příměsí dalších dřevin. Průměrné zastoupení buku v přirozené obnově na všech TVP činilo 88 %, přičemž jeho zastoupení v mateřském porostu dosahovalo 94 %. Z ostatních vtroušených dřevin byl zjištěn nárůst zastoupení v přirozené obnově (oproti mateřskému porostu) u břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth; 4,6 %), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia* L.; 2,7 %) a dubu zimního [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.; 2,0 %]. Mezi další vtroušené dřeviny patří javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.; 0,9 %), olše lepkavá [*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.; 0,7 %] a smrk ztepilý [*Picea abies* (L.) Karst.; 0,9 %]. Hustota přirozené obnovy se na TVP pohybovala v rozmezí od 20 556 do 114 111 ks/ha. Průměrný počet jedinců buku na všech TVP byl 48 542 ks/ha.

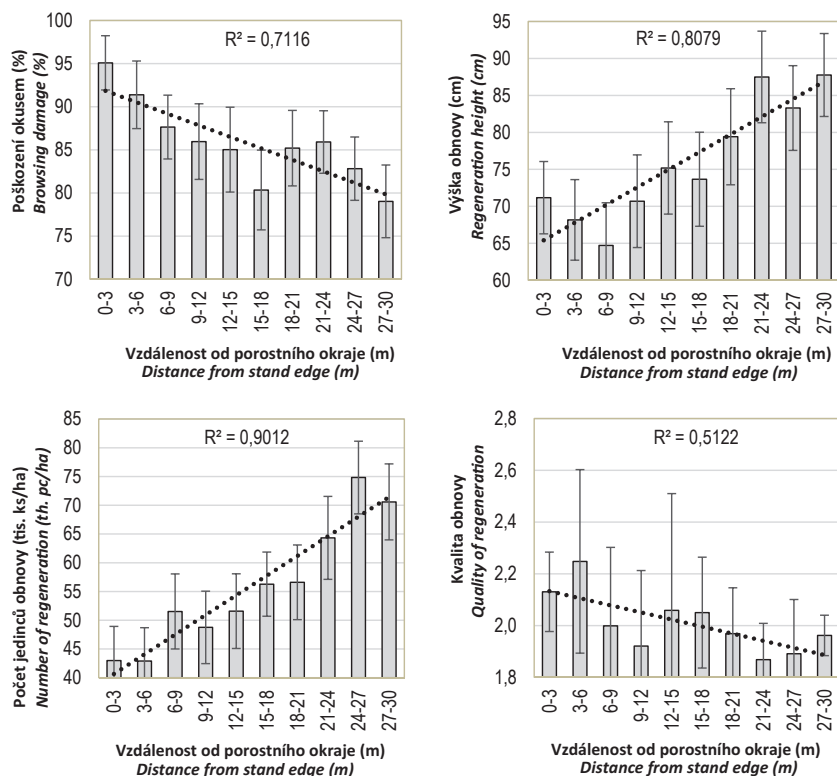
Z hlediska škod zvěří bylo na TVP okusem celkem ovlivněno 78 % přirozené obnovy, resp. bez poškození bylo registrováno 22 % jedinců. Největší zjištěné poškození bylo na TVP 1, kde bylo poškozeno 95 % jedinců. Naopak nejmenší poškození bylo registrováno na TVP 8 s 51 % škodami okusem. Nejvíce atraktivní dřevinou pro zvěř byl javor klen (97 % poškození) a olše lepkavá (96 %), naopak nejmenší poškození bylo zaznamenáno u smrku ztepilého (27 %). Buk lesní byl poškozen okusem ze 78 %. Z kvantitativního hlediska měl jakýkoliv stav (Chi-Square = 371,7; df = 3; $p < 0,001$) a typ (Chi-Square = 432,8; df = 3; $p < 0,001$) okusu signifikantní negativní dopad na výšku přirozené obnovy (Obr. 1). Přirozená obnova bez poškození měla signifikantně ($p < 0,001$) vyšší průměrnou výšku (127 cm). Boční okus ovlivňoval výšku zmlazení výrazněji méně (109 cm) v porovnání s terminálním a kombinovaným okusem (68 a 74 cm). Obnova s novým okusem měla nejnižší průměrnou výšku (60 cm), a to z důvodu poškození mladého a nízkého zmlazení. Opakovaný okus byl pak registrován jako nejčastější typ



Obr. 1: Vliv poškození okusem (typ a stav) na výšku přirozené obnovy; signifikantní rozdíly ($p < 0,05$) jsou značeny rozdílnými písmeny

Fig. 1: Effect of damage by browsing (type and condition) on the height of natural regeneration; significant differences ($p < 0,05$) are indicated by different letters

terminální – terminal, boční a terminální – lateral and terminal, boční – lateral, bez – without damage
nové – new, opakované – repeated, staré – old, bez – without damage



Obr. 2: Vliv vzdálenosti od okraje porostu na poškození okusem, průměrnou výšku, počet a pěstební kvalitu přirozené obnovy; R^2 znázorňuje koeficient determinace

Fig. 2: Effect of distance from the stand edge on damage by browsing, average height, number and silviculture quality of natural regeneration; R^2 displays the coefficient of determination

poškození přirozeného zmlazení (55 %), následoval boční typ okusu (16 %) a terminální (7 %).

Porostní okraj významně ovlivňoval parametry přirozené obnovy (Obr. 2). Průměrná výška zmlazení směrem do okraje porostu nesignifikantně stoupala ($p = 0,071$; $r = 0,2031$). Do 30 m od okraje porostu došlo k nárustu průměrné výšky obnovy o 33 %. S okrajovým efektem nevýznamně ($p = 0,173$; $r = -0,202$) koresponduje i pěstební kvalita jedinců. Výrazně horší kvalita zmlazení se nacházela v průměru prvních 6 m od okraje porostu, poté se kvalita zvyšovala. Naproti tomu okrajový efekt měl signifikantní ($p = 0,031$; $r = 0,242$) vliv na početnost přirozené obnovy. Množství přirozené obnovy se během 30 m od okraje směrem do nitra porostu zvýšilo o 76 %. Okrajový efekt měl také signifikantní ($p = 0,041$; $r = -0,228$) vliv na škody zvěří. Míra poškození zvěří měla klesající trend směrem do nitra porostu ($p = 0,041$; $r = -0,228$), přičemž obnova na okraji dosahovala o 16 % vyšší míru poškození při porovnání s nitrem porostu.

DISKUSE

Druhové složení přirozené obnovy bylo podmíněno zejména mateřským porostem. S ohledem na lokalizaci jednotlivých TVP do bukových porostů buk lesní v zastoupení dominoval s 88 %. Mezi ostatní vtroušené dřeviny patřil javor klen, olše lepkavá, bříza bělokorá, jeřáb ptačí, dub zimní a smrk ztepilý, a to vždy max. do 10 % zastoupení. Počet přirozené obnovy se na TVP pohyboval v rozmezí 20 556–114 111 ks/ha. Vysokou početnost přirozené obnovy v dominantních bukových porostech dokládají i další práce z České republiky a zahraničí, např. v Orlických horách, kde se jeho zastoupení pohybuje okolo 37 tis. ks/ha (VACEK et al. 2014), v Jizerských horách – 42 tis. ks/ha (SLANAŘ et al. 2017), na Broumovsku – 100 tis. ks/ha (HÁJEK et al. 2020) nebo v Tworylczyku – 25 tis. ks/ha (JAWORSKI 2002).

Z celkového množství přirozené obnovy bylo poškozeno v průměru 78 % všech jedinců. Negativní vliv okusu na druhovou skladbu a odrůstání přirozené obnovy zaznamenala i PROKŮPKOVÁ et al. (2020) z Krkonoš, VACEK (2017) z Orlických hor, SLANAŘ et al. (2017) z Jizerských hor a VACEK et al. (2019) z Broumova. Druhová preference zvěře byla cílena na dřeviny s nízkým zastoupením, zejména pak na javor klen (97 %) a olši lepkavou (96 %). Naopak smrk byl poškozen pouze z 27 %. Ke stejnému závěru došel také VACEK (2017) v Orlických horách, kde bylo zaznamenáno poškození vtroušené jedle (100 %), jeřábu (94 %), buku (56 %) a nejméně smrku (18 %). Druhovou preferenci některých dřevin, zejména méně zastoupených listnáčů a jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.), uvádějí ve svých pracích AMMER (1996) z Německa či MOTTA (2003) z Itálie. Na odrůstání přirozené obnovy měl vliv jakýkoliv typ i stav poškození okusem. Průměrná výška přirozené obnovy bez poškození činila 127 cm. Boční okus neomezuje radikálně dřeviny ve výškovém růstu (ø 109 cm) oproti kombinovanému a terminálnímu poškození (ø 74 a 68 cm).

Okrajový efekt má však jednoznačně dopad na výšku přirozené obnovy. S přibývajícím vzdáleností od okraje porostu výška přirozené obnovy rostla (o 33 % za 30 m), zejména se pak signifikantně zvyšovala hustota přirozené obnovy (o 76 %). Okrajový efekt měl také vliv na pěstební kvalitu přirozené obnovy, kdy se kvalita směrem od okraje snižovala (o 12 %). Spolu se snížením kvality do nitra porostu se také signifikantně snižuje míra poškození okusem zvěří (o 16 %). Vliv vzdálenosti od okraje porostu na parametry přirozené obnovy také popisuje BÍLEK et. al (2018) u borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) v CHKO Kokořínsko. Vlastnosti a specifika okrajového efektu předurčují jeho využití v přírodě blízkých postupech obnovy lesních porostů, které s ohledem na změnu klimatu jsou stále aktuálnější.

ZÁVĚR

Množství přirozené obnovy v Krušných horách je s přihlédnutím k mateřskému porostu a okrajovému efektu dostačující. Z výsledků vyplývá, že tlak zvěře je v zájmovém území neúnosně vysoký (78 % poškozených jedinců), což jednoznačně neumožňuje vznik druhově bohatých a strukturovaných porostů. Okrajový efekt dynamicky působí na výškovou strukturu přirozené obnovy, její počet-

nost, kvalitu, ale také i na poškození okusem. Porostní okraj tak hraje významnou roli při obnově lesa a lze jej implementovat do tradičních obnovních postupů v bukových lesích, zejména pak z hlediska škod zvěří. Míru působení zvěře na přirozenou obnovu lze utlumit snižováním její početnosti na ekologicky únosnou mez a současně optimalizovat poměr pohlaví a věkovou strukturu zvěře. Mezi další řešení patří přezimovací obůrky, úživná políčka pro zvěř či přirození nepřátelé, avšak nejdůležitější je harmonizace mezi mysliveckým managementem a lesním hospodářstvím.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevok vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA A_21_20).

LITERATURA

- AMMER C. 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88, 1/2: 43–53.
- BÍLEK L., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., LINDA R., KRÁL J. 2018. Are clearcut borders an effective tool for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) natural regeneration. *Forest systems*, 27, 2: 6.
- CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., VACEK S., MARADA P., ŠIMŮNEK V., HAVRÁNEK F. 2019. Effects of bark stripping on timber production and structure of Norway spruce forests in relation to climatic factors. *Forests*, 10, 4: 320.
- D'APRILE D., VACCHIANO G., MELONI F., GARBARINO M., MOTTA R., DUCOLI V., PARTEL P. 2020. Effects of twenty years of ungulate browsing on forest regeneration at Paneveggio Reserve, Italy. *Forests*, 11, 6: 612.
- FUCHS Z., VACEK Z., VACEK S., GALLO J. 2021. Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). *Central European Forestry Journal*, 67, 3: 166–180.
- DOBROVOLNÝ L., ŠTĚRBA T., KODEŠ J. 2012. Effect of stand edge on the natural regeneration of spruce, beech and Douglas-fir. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 60: 49–56.
- HÁJEK V., VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., PRAUSOVÁ R., LINDA R., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. 2020. Changes in diversity of protected scree and herb-rich beech forest ecosystems over 55 years. *Central European Forestry Journal*, 66, 4: 202–217.
- JAWORSKI A., KOŁODZIEJ Z. 2002. Natural loss of trees, recruitment and increment in stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady Mountains National Park (South-Eastern Poland). *Journal of Forest Science*, 48, 4: 141–149.
- MOTTA R. 2003. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 181: 139–150.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., MIKESKA M., KOBLIHA J., BÍLEK

- L. 2007. Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 463 s.
- PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., BLAŽEJOVÁ J., SCHWARZ O., BULUŠEK D. 2020. Dynamics of natural regeneration of mountain forests after wind disturbance: model study for the Krkonoše Mts. (Czech Republic). *Zprávy lesnického výzkumu*, 65: 72–81.
- REIMOSER F. 1994. The effect of stand edges within a forest on the distribution of roe deer, and its relation to browsing damage. In: *Proceedings of the 2nd European Roe Deer Meeting*. Brixen, South Tyrol/Italy, October 27th–30th 1994. Ettal, Wildbiologische Gesellschaft München: 107–122.
- SLANAŘ J., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., CUKOR J., ŠTEFANČÍK I., BÍLEK L., KRÁL J. 2017. Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal*, 63: 213–225.
- VACEK S., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., KRÁLÍČEK I., PRAUSOVÁ R., HÁJEK V. 2019. Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *Journal of Forest Science*, 65, 9: 331–345.
- VACEK Z., VACEK S., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., BÍLEK L. 2013. Struktura a modelový vývoj lesních porostů v NPR Trčkov – CHKO Orlické Hory, Česká republika. *Forestry Journal*, 59, 4: 248–263.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., REMEŠ J., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. 2014. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické hory Mountains. Case study from Central Sudetes. *Forests*, 5, 11: 2929–2946.
- VACEK Z. 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*, 63, 1: 23–34.
- VACEK Z., CUKOR J., LINDA R., VACEK S., ŠIMŮNEK V., BRICHTA J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A. 2020. Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 474: 118360.
- ÚHÚL 2016. Škody zvěří na lesních porostech. In: *Výstupy národní inventarizace lesů*. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 11 s.

DYNAMIC RESPONSE OF NATURAL REGENERATION TO GAP OPENING IN HABRŮVKA FOREST DISTRICT

DYNAMIKA PŘIROZENÉ OBNOVY PO VYTVOŘENÍ POROSTNÍ MEZERY (KOTLÍKU) NA POLESÍ HABRŮVKA

MAAME ESI HAMMOND, RADEK POKORNÝ

Department of Silviculture, Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University in Brno,
Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

ABSTRACT

*The effects of time and gap size on the growth dynamics of different naturally regenerated tree species were studied within nine artificial gap openings (with size: 226-1,291 m²) between 2016 and 2019 at Habrůvka Forest District Křtiny, Czech Republic. In 2016, tree species exhibited promising regeneration while in 2019, general poor regeneration performances were noticed among the 12 overall encountered species. Mean regeneration density declined sharply from 6,501 trees/ha in 2016 to 1,343 trees/ha during 2019. Predominant *Fagus sylvatica*-*Picea abies* species were abundantly present in gaps, whereas dominant and non-dominant species experienced limiting regeneration. Shade-tolerant, intermediate and light demanding species were significantly ($p < 0.05$) promoted in small, medium and large gaps.*

*Keywords: *Fagus sylvatica*, *Abies alba*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *Abies alba*, *Larix decidua*, *Picea abies*, predominant species, dominant species, natural regeneration*

ABSTRAKT

*Vliv velikosti kotlíku na dynamiku odrůstání přirozené obnovy byl studován v devíti uměle vytvořených kotlicích (o velikosti: 226-1291 m²) mezi roky 2016 a 2019 na polesí Habrůvka Školního lesního podniku ML Křtiny. V roce 2016 vykazovaly dřeviny slibnou přirozenou obnovu, zatímco v roce 2019 bylo mezi celkově 12 zmlazovanými druhy zaznamenáno snížení hustoty obnovy. Hustota obnovy prudce poklesla ze 6 501 ks/ha v roce 2016 na 1 343 ks/ha v roce 2019. Převládající druhy *Fagus sylvatica*-*Picea abies* byly v kotlicích hojně přítomny, zatímco dominantní i méně zastoupené druhy dřevin vykazovaly omezenou obnovu. Stín-snášející, středně náročné a na světlo náročné druhy se významně zmlazovaly obdobně v malých, středních a velkých kotlicích.*

Klíčová slova: buk lesní, jedle bělokora, modřín opadavý, smrk ztepilý, převládající druh, dominantní druh, přirozená obnova

INTRODUCTION

In Central Europe, most deciduous forests are managed under even-aged forestry systems (KELEMEN et al. 2012). Under this type of management, forests tend to

show a patchwork of closed canopy and contrasting open areas distributed evenly across the landscape scale (KELEMEN et al. 2012). For continuous cover forestry, such as selection felling and other multi-aged stands are generally better in providing heterogeneous forest stand structure at the fine scale (O'HARA et al. 2007). The change of even-aged stands to continuous cover forestry involves the creations of gaps (KELEMEN et al. 2012). Gaps imitate close-to-nature forest to (i) enhance natural regeneration through species variation in structure and spatial arrangement; (ii) stimulate the coexistence of the different tree species; (iii) trigger self-replacement forest regrowth and (iv) protect the preservation of native tree species (BUSING, WHITE 1997).

In contemporary forestry where sustainability is a key factor, natural regeneration in gaps is widely speculated as the close-to-nature management technique that supports sustainable forest management. Although there are a few recent studies that have looked at the dynamic patterns of natural regeneration in gaps (e.g., LU et al. 2019; HAMMOND, POKORNÝ 2020), however, research on dynamic response of natural regeneration of different tree species after close-to-nature silviculture practices that imitate natural disturbances like artificially-expanded gaps in temperate forest ecosystems is very limited.

The study aimed to investigate growth dynamics of natural regeneration associated with silviculture gap opening in Habrůvka Forest District. Hence; (1) effects of time on growth dynamics of naturally regenerated tree species with different regeneration statuses in gaps; (2) effects of time and gap size on the distribution patterns of naturally regenerated tree species with different shade tolerance abilities and (3) effects of gap size on seedling density of natural regeneration were also investigated.

MATERIALS AND METHODS

The study was conducted in the Habrůvka Forest District (HFD), one of the three forest districts of Masaryk Forest Křtiny in the Czech Republic. HFD is located at 49° 13'– 49° 21' N 16° 34'– 16° 40' E. Its total area coverage is 4,006 ha under prevailing 210–575 m a.s.l. The mean annual sum of precipitation and temperature are 610 mm and 7.5 °C, respectively. The growing season duration is on average 160 days. Devonian limestone as the bedrock gives rise to different soil types such as cambic rendzinas. HFD is mainly made up of mixed-species stands with large proportions of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* including small admixture of *Larix decidua* and *Abies alba* as dominating tree species. Shelterwood is the most common silvicultural system in stands, followed by selection system. Annual cut is 26,400 m³ including 30 ha area for forestation, 197 ha for thinning and 56 ha for cleaning (Anonymous 2003).

Nine naturally formed gaps with varied openings (≤ 20 m²) were first surveyed in spring 2013 and expanded artificially through group felling in winter 2013/2014. These newly artificially-expanded gaps (Gap1: 528 m², Gap2: 1,291 m², Gap3: 282 m², Gap4: 1,149 m², Gap5: 286 m², Gap6: 764 m², Gap7: 904 m², Gap8: 226 m² and Gap9: 713 m²) served as semi-permanent plots for regeneration survey.

Further, gaps were classified as: small ($\leq 00 \text{ m}^2$), medium ($301\text{--}800 \text{ m}^2$) and large ($\geq 801 \text{ m}^2$) according to size.

In spring 2013, experimental gap design starts, when 41 delineated circular 1 m^2 (56 cm radius) areas at 2 m interval along $N_{10}\text{--}S_{10}\text{--}E_{10}\text{--}W_{10}$ transects and one at gap center within individual gaps were created. In autumns 2016 and 2019, natural regeneration tree species ($1\text{--}350 \text{ cm}/0.1\text{--}80 \text{ mm}$ height/DBH growth limits) within sampling areas identified at species level were counted and recorded appropriately. Species were further grouped into three regeneration dominance and shade tolerance ability statuses.

Surveyed regeneration data were analyzed using ANOVA followed by Fisher's multiple comparison test at $p < 0.05$ significance level and descriptive statistics on STATISTICA (13.4.0.14 version).

RESULTS AND DISCUSSION

Effects of growing season on the dynamics of different naturally regenerated tree species

Mean regeneration densities of both predominant (2016: 31,258 trees/ha; 2019: 6,571 trees/ha) and dominant (2016: 6,564 trees/ha; 2019: 1,319 trees/ha) species attained in 2016 were much higher than those estimated in 2019 (Fig. 1). For non-dominant species assessed, a similar trend was shown in *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* and *Pseudotsuga menziesii*. A converse trend was shown in *Pinus sylvestris* as double folds of 2016 mean regeneration density was found during 2019. *Carpinus betulus* demonstrated equivalent mean regeneration densities in 2016 and 2019 growing seasons. Notwithstanding, no regeneration was recorded for *Quercus petraea* in 2016, as well as *Pinus sylvestris* and *Salix alba* in 2019 (Fig. 1).

Generally, higher regeneration densities were observed in 2016 (ca five times) compared to 2019. In 2016, the estimated regeneration density of predominant – *Picea abies* species was found to be overly higher than that of another predominant – *Fagus sylvatica* species. The presumed middle-sized nature of the mean size of studied gaps (mean gap sizes: 683 m^2) could be the reason for the prolific regeneration of intermediate – *Picea abies* species in 2016.

By contrast, common abysmal performance of *Picea abies* natural regeneration in 2019 was linked to the outbreak infestations of bark beetles in the study area. Besides, excellent regeneration densities of dominant – *Abies alba* species in both growing seasons compared to other dominant – *Larix decidua* species were observed. This demonstrates the competitive advantage of *Abies alba* species in gaps under mixed temperate central European forests. Other studies are congruent with these findings (i.e., ČATER, KOBLER 2017). Results confirm conclusions of ČATER et al. (2014) that *Abies alba* has an increasingly competitive advantage over other species in gaps with relatively smaller sizes, preferably between $0.03\text{--}0.11 \text{ ha}$.

The observed lower densities of gap-ardent *Larix decidua* species which prefer to establish and develop beneath canopy open spaces: the cohabiting thriving of

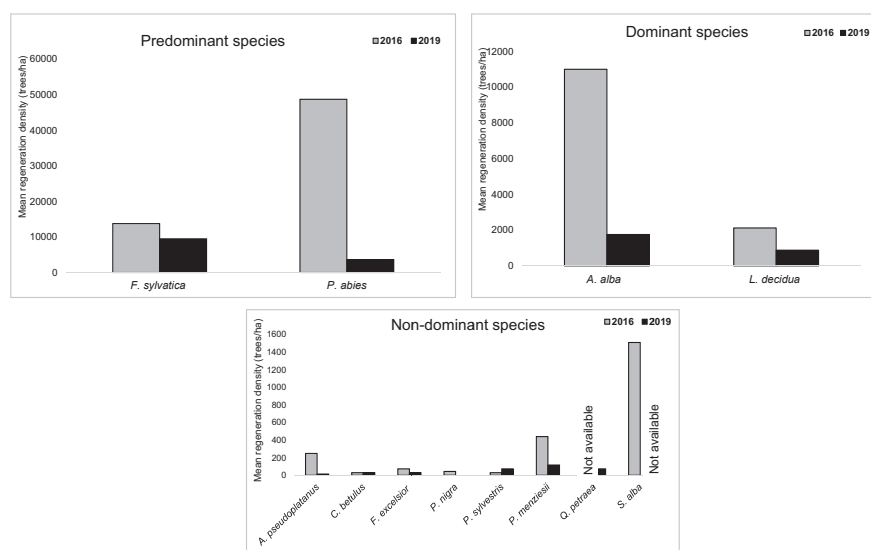


Fig. 1: Comparing mean density between two growing seasons for natural regeneration tree species with three regeneration dominance (Upper left: predominant, Upper right: dominant and Lower middle: non- dominant statuses)

Obr. 1: Srovnání průměrné hustoty zmlazení mezi dvěma vegetačními obdobími pro přirozeně se obnovující dřeviny se třemi dominancemi obnovy (vlevo nahoře: převládající, vpravo nahoře: dominantní a dolní uprostřed: méně zastoupené druhy)

herbaceous ground vegetation found at the same gap sites could be associated to this finding. Profound effects of herbaceous vegetation on the distribution pattern and dynamics of tree regeneration in temperate gaps have been cited (MIHÓK et al. 2007; HAMMOND et al. 2020). Furthermore, according to TURTUREANU et al. (2009) permanent assistance to European larch in the regeneration process is crucially necessary. Likewise, MATRAS and PÂQUES (2008) advised that for *Larix decidua* to survive and flourish, especially in temperate mixed forests, special management or assistance to natural regeneration in the form of weed control, opening of stand canopy, complementary planting and other management efforts are vital. Lack of such assistance to naturally regenerated *Larix decidua* species could also be connected to their poor regeneration during the two studied growing seasons. The complex ecological responses of different non-dominant species in gaps during the 2016 and 2019 growing seasons were basically a combination of several factors such as the absence/limiting presence of potential mother trees, self-elimination, drought, browsing effects, inherent characteristics of participatory species, and disfavoring interspecies competition.

The plant densities of predominant species were matchlessly higher from 2016 to 2019 compared to both dominant and non-dominant species (Fig. 2). However, comparable plant densities were encountered between 2016 and 2019 growing seasons for predominant (0.8 %), dominant (0.2 %) and non-dominant (≥ 0.02 %) species (Fig. 2).

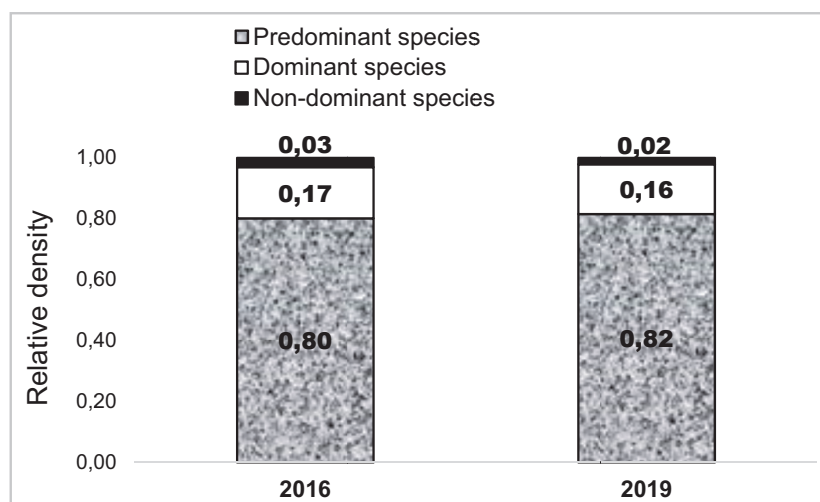


Fig. 2: Proportion of plant density for naturally regenerated tree species with different regeneration dominance in gaps observed within two distinct growing seasons

Obr. 2: Podíl hustoty semenáčků u přirozeně obnovených druhů dřevin s odlišnou dominancí v porostních mezerách pozorovaných ve dvou odlišných vegetačních obdobích

Abundant representatives of predominant species in the parental composition of gap bordering trees and higher proportions of dominant species constituting the adjacent mother stands reflected their densities significantly ($p < 0.05$) in gap regenerations during 2016 and 2019 growing seasons. HIITOLA (2018) saw that the percentage compositions of predominant – *Fagus sylvatica* and *Picea abies* species and dominant – *Abies alba* and *Larix decidua* species in the tree layer compositions of gap stands ranged between 90–30 % and 10–20 %, respectively at the same study area. LIANG and WEI (2020) mentioned that the presence of very strong parent trees is a key factor for promoting natural regeneration. However, the far proximity of reproducing mother trees of non-dominant species could be the likely reason for their scarce regeneration across the two distinct growing seasons. Likewise, DOBROVOLNY (2016) recounted the ecological relevance of the distance of mother trees on the abundance density of natural regeneration tree species in another forest district in the Czech Republic.

Effects of gap size on regeneration density of different naturally regenerated tree species

During 2016, intermediate species (>59 %) were seen dominant in both small and medium gaps but they were exceptional (77 %) better within medium gaps. But then again, in 2019, shade-tolerant species took over dominance in all gap sizes with small gaps (>96 %) attaining superior regeneration (Fig. 3). Limiting regenerations were generally detected for light demanding species across all gap sizes in 2016 (1–21 %) and 2019 (0.5–16 %). Yet, large gaps fairly promoted promising regeneration densities of light demanding species between 2016 and 2019 (>15 %) (Fig. 3).

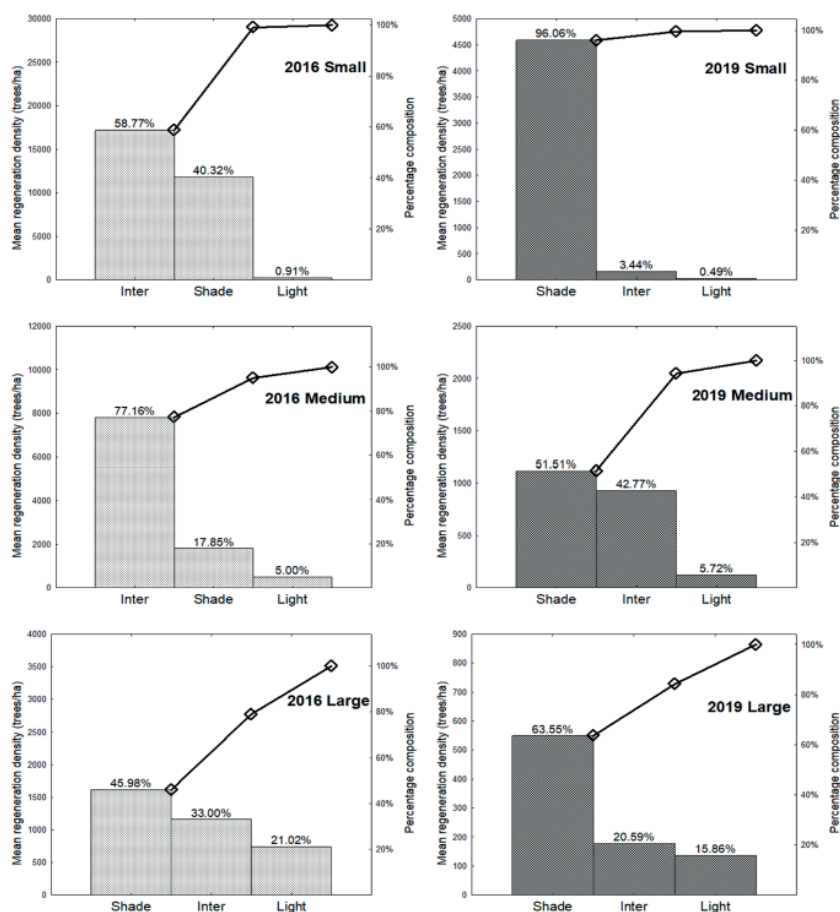


Fig. 3: Pareto chart showing effects of gap size on regeneration density of different naturally regenerated tree species with different shade tolerance abilities (Shade – shade-tolerant species, Inter – intermediate species and Light – light demanding species) between 2016 (left) and 2019 (right) growing seasons

Obr. 3: Pareto graf zobrazující účinky velikosti mezery na hustotu obnovy různých přirozeně zmlazených druhů dřevin s různou tolerancí vůči zástínu (Shade – druhy silně tolerantní ke stínu, Inter – středně stín snášející druhy a Light – druhy náročné na světlo) mezi růstovými sezónami 2016 (vlevo) a 2019 (vpravo)

The regeneration patterns of tree species during 2016 and 2019 growing seasons in gaps of different sizes indicated that shade-tolerant species profusely dominated small gaps during 2019. Intermediate species remarkably dominated medium gaps in both growing seasons, and likewise for light demanding species in large gaps. These results establish substantive proof for gap partitioning hypothesis (BROKAW, BUSING 2000). The drought conditions in preceding 2015 and 2019 could not adversely alter this phenomenon. Some studies have equally reported the importance of gap size as the fundamental principle underpinning gap partitioning hypothesis (e.g., LU et al. 2019). Study results are partially consistent with these

observations because the range of gap sizes vary greatly among studies. In addition, the current study also noticed the importance of niche partitioning in gap regeneration because it was observed that competing regenerating tree species used the gap environments differently in a way that could facilitate them to coexist. The overall sparse regenerations of light demanding species in all gap sizes were the outcomes of the fairly low intensity of small-scale disturbances, leading to the creations of relatively smaller studied gap sizes. This finding agrees with MIHÓK et al. (2007), who associated low gap regeneration of light demanding species to small-scale disturbances.

The estimated mean density of natural regeneration in small gaps (4,776 trees/ha) was significantly higher ($p < 0.05$) than that of large gaps (864 trees/ha), but not significantly different ($p > 0.05$) from that of medium gaps (2,171 trees/ha) during 2019.

Small gaps significantly ($p < 0.05$) showing the highest mean regeneration density over medium and large gaps in 2019 was due to the dominance character of *Fagus sylvatica* species in gaps. Smaller sizes often ranging between 0–300 m² naturally provide the ecologically-desired conditions, specifically low light levels for the optimum thriving of this species. Therefore, the collaborative roles of both relatively smaller sizes of gaps and natural vegetation conditions of the study area were the possible reasons for this observation. The obtained mean regeneration density of medium gaps being significantly not different from small gaps but significantly higher than large gaps was due to the competitive contribution of *Picea abies* species. Large gaps achieving the lowest mean density of natural regeneration significantly ($p < 0.05$) could be associated to the comparative high intensity of small-scale disturbances that were carried out at those gap sites (HAMMOND, POKORNY 2020), which caused high mortality incidences among emerging, new and old seedlings as well as thriving saplings. The converse situation was observed in small gaps.

CONCLUSIONS

Picea abies, *Fagus sylvatica*, *Abies alba* and *Larix decidua* were pre-dominantly and dominantly naturally regenerated tree species within studied gaps at HFD. Overall, self-elimination, drought and browsing after a change in microclimate conditions were the primary matters in the development phases of natural regeneration in gaps. *Abies alba* prefers small gaps (below 300 m²), whereas *Larix decidua* survives only at large scale gaps (over 800 m²). Therefore, as management practice suggests applying selection and irregular shelterwood systems for regeneration due to a higher functioning level of shade-tolerant tree dynamics and stand stability, for presence of sun-loving tree species in admixture, artificially created gaps of 0.1 ha at minimum could be recommend as alternatives to the regular shelterwood and group selection systems.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by MENDEL IGA project No. LDF_VP_2019015. We are grateful to Nina Hiitola for the release of the 2016 data and Lumír Dobrovolný for gaps experiment design establishment.

REFERENCES

- ANONYMOUS 2013. Hospodářská kniha LHC ŠLP Masarykův les Křtiny. Polesí Habrůvka. Platnost 1.1.2013-31.12.2022. Brno, Lesprojekt Brno: 897.
- BROKAW N., BUSING R.T. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 5: 183–188.
- BUSING R.T., WHITE P.S. 1997. Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: a consideration of gap partitioning concepts. *Oikos*, 78, 3: 562–568. <https://doi.org/10.2307/3545618>
- ČATER M., KOBLEK A. 2017. Light response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. in different categories of forest edge–vertical abundance in two silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, 391: 417–426. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.027>
- ČATER M., DIACI J., ROŽENBERGAR D. 2014. Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *Forest Ecology and Management*, 325: 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.001>
- DOBROVOLNÝ L. 2016. Density and spatial distribution of beech (*Fagus sylvatica* L.) regeneration in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) stands in the central part of the Czech Republic. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9, 4: 666. <https://doi.org/10.3832/for1581-008>
- HAMMOND M.E., POKORNÝ R. 2020. Effects of gap size on natural regeneration and micro-environmental soil conditions in European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) dominated mixed forest. *Plant, Soil and Environment*, 66, 12: 607–615. <https://doi.org/10.17221/397/2020-PSE>
- HAMMOND M.E., POKORNÝ R., DOBROVOLNÝ L., FRIEDL M., HIITOLA N. 2020. Effect of gap size on tree species diversity of natural regeneration – case study from Masaryk Training Forest Enterprise Křtiny. *Journal of Forest Science*, 66, 10: 407–419. <https://doi.org/10.17221/78/2020-JFS>
- HIITOLA N.M. 2018. Natural regeneration in relation to different gap sizes. MSc. Thesis. Brno, Mendel University in Brno: 15–16.
- KELEMEN K., MIHÓK B., GÁLHIDY L., STANDOVÁR T. 2012. Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a Central European beech stand. *Silva Fennica*, 46, 1: 53–65. <https://doi.org/10.14214/sf.65>
- LIANG W., WEI X. 2020. Factors promoting the natural regeneration of *Larix principis-rupprechtii* plantation in the Lvliang Mountains of central China. *PeerJ*, 8: e9339. <https://doi.org/10.7717/peerj.9339>
- LU D., ZHANG G., ZHU J., WANG G.G., ZHU C., YAN Q., ZHANG J. 2019. Early natural regeneration patterns of woody species within gaps in a temperate secondary forest. *European Journal of Forest Research*, 138, 6: 991–1003. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01219-w>
- MATRAS J., PÂQUES L.E. 2008. EUFORGEN Technical guidelines for genetic conservation of European larch (*Larix decidua*). Rome, Bioversity International: 6 s.
- MIHÓK B., GÁLHIDY L., KENDERES K., STANDOVÁR T. 2007. Gap regeneration patterns in a semi-natural beech forest stand in Hungary. *Acta Silvatica Lignaria Hungarica*, 3: 31–45.
- O'HARA K.L., HASENAUER H., KINDERMANN G. 2007. Sustainability in multi-aged stands: an analysis of long-term plenter systems. *Forestry*, 80, 2: 163–181. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpl011>

[ps://doi.org/10.1093/forestry/cpl051](https://doi.org/10.1093/forestry/cpl051)

TURTUREANU P.D., IOANA P.A., MIHĂIESCU R. 2009. Forest communities with European larch (*Larix decidua* Mill.) at Vidolm, Alba County. Cluj – Napoca, Environment and Progress, 13: 11 s.

STAGNÁCIA PRIRODZENEJ OBNOVY DUBA PLSTNATÉHO V LESOSTEPNÝCH PODMIENKACH KRUPINSKEJ PLANINY

STAGNATION OF NATURAL REGENERATION OF PUBESCENT OAK IN STEPPE WOODS IN KRUPINSKA PLANINA

DENISA SEDMÁKOVÁ¹, IVANA SARVAŠOVÁ^{2*}, ZUZANA PAROBEKOVÁ¹,
JÁN PITTNER¹, PAVEL ĎURICA¹, IVAN LUKÁČIK^{1,2}

¹Lesnícka fakulta, Technická Univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, Slovenská Republika, ²Arborétum Borova hora, Technická Univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, Slovenská Republika, *e-mail: sarvasova@tuzvo.sk

ABSTRACT

Many tree species suffer from inability to regenerate under current natural conditions, which has negative consequences for biodiversity and landscape ecosystem services. The evaluation of landscape ecological conditions determining the natural regeneration of thermophilic oak species in xerothermic conditions of Krupinska planina was carried out in 2020. We covered three localities of the selected study area with temporary sampling relascope plots. The subject of our survey was the state of natural regeneration of pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) and Turkey oak (*Quercus cerris* L.), the characteristics of the natural environment and the surrounding tree cover. The density of initial and advanced regeneration of *Q. pubescens* is alarmingly low (absence on two localities). *Q. cerris* has more favorable state of natural regeneration. We found its occurrence in natural regeneration in an average of 5,300 n.ha⁻¹ on more than 50% of research plots. Natural regeneration of *Q. cerris* is rather favorable in this locality. The findings require further analysis in relation with differentiated rate of damage caused by ungulates.

Keywords: xeric oak woods, biodiversity, deer game, damage

ABSTRAKT

Veľké množstvo druhov drevín stráca v súčasných podmienkach schopnosť prirodzenej obnovy, čo má negatívny dopad na biodiverzitu a plnenie ekosystémových služieb krajiny. Hodnotenie krajinoekologických podmienok determinujúcich prirodzenú obnovu teplomilných druhov dubov v xerothermných podmienkach Krupinskej planiny bolo uskutočnené v roku 2020. Sieťou dočasných relaskopických plôch sme pokryli tri lokality vybraného územia. Predmetom zisťovania bol stav prirodzenej obnovy duba plstnatého (*Quercus pubescens* Willd.) a duba cerového (*Quercus cerris* L.), vlastnosti prírodného prostredia a okolitej stromovej zložky. Početnosť počiatkovej i pokročilej obnovy *Q. pubescens* je alarmujúco nízka (absencia na dvoch lokalitách). Stav prirodzenej obnovy duba cerového je o málo priaznivejší. Výskyt *Q. pubescens* v prirodzenom zmladení sme zistili len na lokalite Medovarce v priemere 5 300 ks.ha⁻¹ na viac ako 50 % výskumných plôch. *Q. cerris* v da-

nej lokalite vykazuje vcelku priaznivý stav prirodzenej obnovy. Zistené skutočnosti si vyžadujú ďalšie podrobnejšie analýzy v súvislosti s diferencovanou mierou poškodenia zverou.

Kľúčové slová: presychavé dúbravy, biodiverzita, zver, poškodenie

Úvod

Veľké množstvo druhov drevín stráca v súčasných podmienkach schopnosť prirodzenej obnovy. Obmedzená alebo neúspešná prirodzená obnova vyplýva najmä zo zlyhávania klíčenia semien, neschopnosti presunu semenáčikov do vyšších výškových tried pre nepriaznivé svetelné podmienky pod materským porastom alebo sústavného poškodzovania mladých jedincov zverou (SANIGA, BALANDA, KUCBEL 2014; MATSUSHITA et al. 2015; SEDMÁKOVÁ et al. 2017; JALOVIAK et al. 2020). Úspešná prirodzená obnova má veľký význam pre biodiverzitu krajiny a plnenie funkcií lesa.

Dub plstnatý (*Quercus pubescens* Willd.) a dub cerový (*Quercus cerris* L.) predstavujú pôvodné teplomilné a suchu znášajúce dreviny typické pre lesostepné ekosystémy prevažne južného a juhozápadného Slovenska. Tieto dreviny tu majú severnú hranicu svojho prirodzeného rozšírenia. Vytvárajú prirodzené spoločenstvá, ktoré sú významne ohrozené z dôvodu zhoršeného zdravotného stavu a nedostatočnej prirodzenej obnovy.

Zlyhávanie procesov prirodzenej obnovy sa okrem zmien klimatických podmienok pripisuje viacerým príčinám, zväčša s dlhodobým priebehom. Najčastejšie sa argumentuje zmenami vo využívaní krajiny, narušením prirodzeného disturbančného režimu, poškodením patogénmi, premnožením zveri (BRUNET et al. 2014; SCHULZE et al. 2014). Ďalšími významnými ukazovateľmi chradnutia dubín sú defoliácia, rastové anomálie a zvýšená mortalita stromov (SIWECKI, UFNALSKI 1998; THOMAS et al. 2002; AREND et al. 2011).

Dubové porasty sú vo všeobecnosti dobre adaptované na extrémne suché letá. Dub plstnatý patrí medzi dreviny s účinnou stratégiou odolávania suchu (krátko i dlhodobo trvajúcemu) a účinnými mechanizmami voči vysokému ožiareniu (DANESIN, RAMBAL 1995). GALKE et al. 2007 uvádzajú, že pri *Q. pubescens* zostáva zachovaný funkčný fotosyntetický aparát vďaka fotoprotektívnym mechanizmom aj počas extrémneho sucha a pri dostatočnom nasýtení vodou dochádza k rýchlej obnove transportu vody a fotosyntézy.

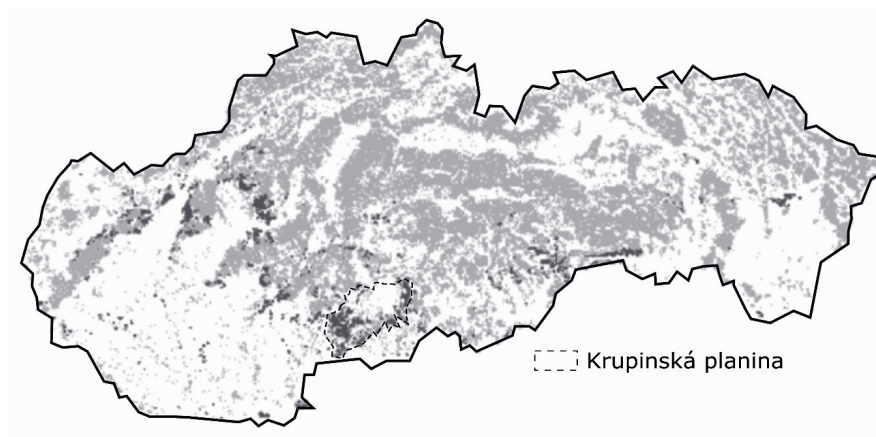
V xerothermných podmienkach lesostepí sa dubové ekosystémy vyznačujú prítomnosťou stromov s roztrúseným výskytom, v menších skupinkách. Ide o typ krajiny bez súvislej pokrývky lesa. V súčasnosti nie je dostatok známych informácií o základných rastových a regeneračných procesoch pre takýto typ ekosystémov, ktoré by nám umožnili návrh aktívnych pestovateľských postupov s cieľom zabezpečiť obnovu a dobrú rastovú vitalitu vybraných druhov dubov (PREVOSTO et al. 2015; FRÜCHTENICHT et al. 2018). Poznatky o vplyve vlastností okolitých porastových štruktúr na výskyt a početnosť prirodzenej obnovy sú nedostatočné aj v súvislosti so zisťovaním relevantných indikátorov vo vzťahu k poškodeniu jedincov zverou.

Cieľom tejto práce je posúdenie regeneračných procesov, rastových charakteristik, zdravotného stavu a poškodenia hlavných drevín *Q. pubescens* a *Q. cerris* v daných krajinnokoekologických podmienkach a identifikácia relevantných ekologických a antropogénnych faktorov ovplyvňujúcich stav prirodzenej obnovy.

MATERIÁL A METODIKA

Krupinská planina

Záujmová oblasť leží v subprovincii Vnútorých západných Karpát (Obr. 1). Patrí k najzachovalejšiemu a najrozsiahlejšiemu pozostatku sopečných štruktúr. Územie je zaujímavé z hľadiska stupňa vývoja jednotlivých geomorfologických foriem. Z pôdných druhov majú najväčšie zastúpenie hlinité pôdy so stredným obsahom skeletu a piesočnato hlinité pôdy s vystupujúcou materskou horninou. Typologicky sú zastúpené najmä kambizeme nasýtené a ilimerizované pôdy. Charakter lesných porastov určujú dominantné druhy stromovej vrstvy. Ide o *Quercus cerris*, *Quercus pubescens* a *Quercus petraea*, prístupujú *Quercus dalechampii*, *Quercus virgiliana*, *Sorbus torminalis*, *Pinus pyraeaster* a *Cerasus mahaleb*. Kríkovitá vrstva je len čiastočne vyvinutá, vyskytujú sa najmä *Cerasus fruticosa*, *Crataegus laevigata*, *Cornus mas* a iné.



Obr. 1: Lokalizácia záujmovej oblasti v rámci SR. Presychavé dubové lesy na bázičických horninách s výskytom duba plstnatého predstavujú 1,6 % z výmery lesov na Slovensku (Zdroj: Forest portal)

Fig. 1: Localization of study area in Slovak Republic. Xeric oak forests (steppe woods) on alkaline rocks with *Quercus pubescens* represent 1.6% from total forest area in Slovakia (Forest Portal, 2021)

Relaskopické výskumné plochy (RVP)

Stav dubových spoločenstiev v oblasti Krupinskej planiny sme zisťovali tak, že každú z troch vybraných lokalít (lesostep a prechodná zóna medzi lesostepou a lesom) sme pokryli sieťou väčšieho počtu dočasných relaskopických plôch. Ide o bodové zisťovanie, pri ktorom sa veľkosť priemernej výskumnej plochy mení v závislosti od najmenej a najväčšej hrúbky stromu. Lesostepné spoločenstvá

na daných lokalitách sú charakterizované spoločným výskytom hlavných drevín *Q. pubescens* a *Q. cerris*. Pre porovnanie rastových podmienok a vlastností predmetných drevín sme RVP zakladali tak, aby sa podľa možnosti zachytil ich výskyt. V rámci každej lokality bolo založených približne 20 kruhových relaskopických plôch (pre každý druh 10 RVP; Tab. 1, 2). Na každej RVP sme zvolili zámernú úsečku (ZU) tak, aby sme zachytili 15–25 stromov. Pomocou zrkadlového relaskopu sme na každej RVP evidovali celkový počet zaujatých stromov vo výš-

Tab. 1: Základné charakteristiky porastových štruktúr na relaskopických výskumných plochách (RVP)

Table 1: Basic characteristics of stand structures on relasopic research plots (RRP)

LOK	G (m ² .ha ⁻¹)			N (ks.ha ⁻¹)		Zast. (%)									
LOC	RVP	dc	dp	dc	dp	dc	dp	dd	dv	jp	jt	hr	brk	osk	hl
MED	21,36	13,47	5,36	278	231	63,07	25,10	1,56	0,00	3,12	0,26	1,04	2,47	0,26	3,12
PLA	26,65	13,00	8,03	281	421	48,78	30,11	2,63	5,25	5,63	0,00	1,22	2,63	0,75	3,00
DRE	23,00	8,90	10,20	199	436	38,70	44,35	1,52	13,26	0,00	0,00	0,43	1,09	0,00	0,65

údaje v tabuľke predstavujú priemernú hodnotu pre lokalitu (LOK) počítanú z 10-tich RVP, G – kruhová základňa, N – počet stromov, Zast. – zastúpenie, dc – dub cerový, dp – dub plstnatý, dd – dub žltkastý, dv – dub jadranský, jp – javor poľný, jt – javor tatársky, hr – hruška obyčajná, brk – jarabina brekyňová, osk – jarabina oskorušová, hl – hloh obyčajný, MED – Medovarce, PLA – Plášťovce, DRE – Drieňovo; Pozn.: zastúpenie iných druhov dubov predstavovalo na lokalite DRE 2,7%

table records correspond with mean value for the locality (LOC) calculated from 10 RRP, G – basal area, N – number of trees per ha, Zast. – representation of trees in percentage, dc – *Quercus cerris*, dp – *Quercus pubescens*, dd – *Quercus dalechampii*, dv – *Quercus virgiliana*, jp – *Acer campestre*, jt – *Acer tataricum*, hr – *Pyrus communis*, brk – *Sorbus torminalis*, osk – *Sorbus domestica*, hl – *Crataegus laevigata*, MED – Medovarce, PLA – Plášťovce, DRE – Drieňovo; Note: the proportion of other oak species represented 2.7% at the locality DRE

Tab. 2: Základné charakteristiky stojaceho odumretého dreva na relaskopických výskumných plochách (RVP)

Table 2: Basic characteristics of standing deadwood on relasopic research plots (RRP)

LOK	G (m ² .ha ⁻¹)			Zast. (%)							
	RVP	dc	dp	dc	dp	jp	jt	hr	brk	osk	hl
MED	4,33	0,83	3,39	19,23	78,21	0,00	0,00	0,00	2,56	0,00	0,00
PLA	3,45	0,70	1,80	20,29	52,17	4,35	0,00	2,90	14,49	1,45	4,35
DRE	5,55	2,60	2,70	46,85	48,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,80

údaje v tabuľke predstavujú priemernú hodnotu pre lokalitu (LOK) počítanú z 10-tich RVP, G – kruhová základňa, N – počet stromov, Zast. – zastúpenie, dc – dub cerový, dp – dub plstnatý, dd – dub žltkastý, dv – dub jadranský, jp – javor poľný, jt – javor tatársky, hr – hruška obyčajná, brk – jarabina brekyňová, osk – jarabina oskorušová, hl – hloh obyčajný, MED – Medovarce, PLA – Plášťovce, DRE – Drieňovo; Pozn.: zastúpenie iných druhov dubov predstavovalo na lokalite DRE 2,7%

table records correspond with mean value for the locality (LOC) calculated from 10 RRP, G – basal area per hectare, N – number of trees per hectare, Zast. – proportion of trees in percentage, dc – *Quercus cerris*, dp – *Quercus pubescens*, dd – *Quercus dalechampii*, dv – *Quercus virgiliana*, jp – *Acer campestre*, jt – *Acer tataricum*, hr – *Pyrus communis*, brk – *Sorbus torminalis*, osk – *Sorbus domestica*, hl – *Crataegus laevigata*, MED – Medovarce, PLA – Plášťovce, DRE – Drieňovo; Note: the proportion of other oak species represented 2.7% at the locality DRE

ke 1,3 m nad zemou a druh dreveniny. Kruhovú základňu sme stanovili priamo zo vzťahu

$$G \cdot ha^{-1} = N \cdot ZU$$

N – počet stromov, ZU – zámerná úsečka resp. násobný koeficient

Zastúpenie všetkých druhov drevín sme stanovili ako percentuálny podiel kruhovej základne jednotlivých druhov drevín a celkovej kruhovej základne zaznamenaných pri relaskopovaní. Okrem toho sme evidovali aj stojacu nekromasu, z ktorej sme stanovili kruhovú základňu mŕtveho dreva. Pomocou Weisseho pravidla sme pre *Q. pubescens* a *Q. cerris* zistili stredný kmeň, ktorý sme vizuálne ohodnotili. Stredné kmene charakterizujú priemerný stav predmetných druhov dubov pre tri skúmané lokality lesostepných spoločenstiev. Vizuálne sme ohodnotili ich sociálne postavenie (priradením do jednej z piatich kvalitatívnych tried podľa pozície voči hlavnej korunovej vrstve), rastovú formu z pohľadu tvarového morfortypu (priradením jedinca do jednej z piatich kvalitatívnych tried: jednokmenný samostatný, jednokmenný zakrivený, jednokmenný dvojak, jednokmenný nízko rozkonárený do 1,3 m nad zemou, krovitý – trs), stav a stupeň poškodenia koruny. Pre vizuálny odhad celkovej defoliácie koruny bola použitá fotodokumentácia (štandardné fotosnímky) s lokálnymi referenčnými stromami pre jednotlivé stupne defoliácie.

Na RVP plochách sme zisťovali stav odhad prirodzeného zmladenia pre dreveniny *Q. cerris* a *Q. pubescens* a to na kruhovej ploche s polomerom 3 m. Jedince prirodzeného zmladenia boli kategorizované do dvoch výškových kategórií s výškou do 10 cm a s výškou nad 10 cm. Početnosť výskytu prirodzeného zmladenia v jednotlivých výškových kategóriách bola nasledovná:

Trieda:

- 0 jedincov
- 1–5 jedincov
- 5–25 jedincov
- > 25 jedincov

Poškodenie zverou odhryzom, resp. obhryzom bolo evidované ako percento poškodených jedincov vo výškovej triede na ploche nasledovne:

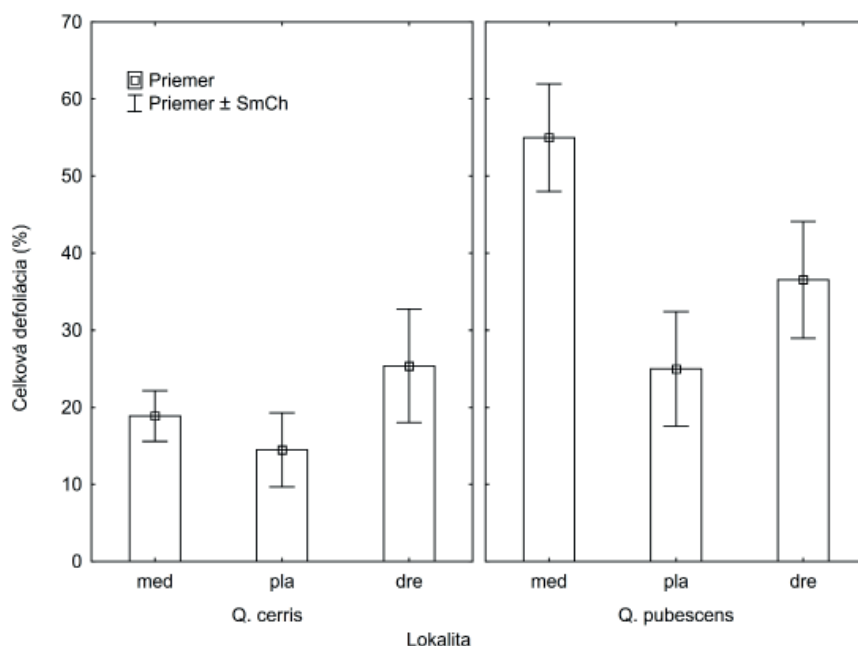
Trieda:

- Bez poškodenia
- Slabé poškodenie do 20 %
- Stredne silné poškodenie 21–50 %
- Silné poškodenie nad 50 %

VÝSLEDKY

Quercus pubescens vykazuje na Krupinskej planine horší zdravotný stav v porovnaní s *Q. cerris*. Horšie sociologické postavenie, nižšie dimenzie a častejšie

iné rastové formy ako jednokmenná priama. Všetky jedince *Q. cerris* zaberajú v skupinách dominantné alebo ko-dominantné postavenie, kým *Q. pubescens* zaberá len ko-dominantné a podúrovňové postavenie. Celkovo malo jednokmennú rastovú formu s priamym kmeňom v priemere len 50–60 %. Ostatné jedince vykazovali rastovú formu zakrivenú, viackmennú, nízko rozkonárenú nad zemou, prípadne trsovitú. Podiel ostatných rastových foriem bol vyšší pre *Q. pubescens* (55 %) ako pre *Q. cerris* (30 %).



Obr. 2: Celková defoliácia *Q. cerris* a *Q. pubescens* v oblasti Krupinská planina
 Fig. 2: Total defoliation of *Q. cerris* and *Q. pubescens* in the area of Krupinska Planina

Najhorší zdravotný stav *Q. pubescens* sme zaznamenali na lokalite MED (Obr. 2), kde celková defoliácia dosahovala priemerné hodnoty 50–60 %. Na tejto lokalite má *Q. pubescens* aj najnižšie zastúpenie živých a naopak najvyššie zastúpenie mŕtvych stojacich jedincov (Tab. 1, 2). Pre obidve dreviny *Q. pubescens* a *Q. cerris* sme zistili najnižšiu celkovú defoliáciu ako aj mortalitu (vyjadrenú ako priemerná kruhová základňa odumretých jedincov) na lokalite PLA. Prieskum prirodzeného zmladenia poukazuje na výrazné rozdiely v početnosti jedincov a ich poškodení zverou obidvoch druhov dubov *Q. pubescens* a *Q. cerris* medzi lokalitami (Obr. 3, 4). Na lokalite MED s najhorším zdravotným stavom DP sme zistili jeho výskyt v prirodzenom zmladení v počte 5–25 jedincov na ploche, v prepočte v priemere 5 300 ks.ha⁻¹. Naopak, prirodzené zmladenie *Q. pubescens* absentovalo na ostatných dvoch lokalitách.

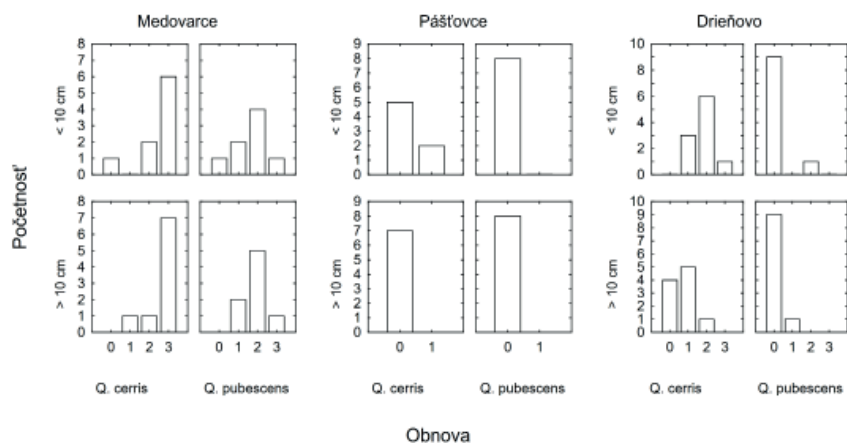
DISKUSIA

Lesostepné spoločenstvá zaraďujeme medzi najxerofilnejšie lesné spoločenstvá vyskytujúce sa v najteplejších oblastiach od nížin do pahorkatín v nadmorských výškach do 400 m. Predstavujú typické lesostepné ekosystémy južného a juhozápadného Slovenska zaradené medzi cenné biotopy: Teplomilné submediteránne dubové lesy (Ls3.1). Väčšinou sú podmienené edaficky, zaberajú často najextremnejšie reliéfové tvary s plytkými pôdami typu rendzín a rankrov. Stromovité dreviny hlavnej úrovne sa vyznačujú nízkou hustotou (Tab. 1) a nikdy nevytvárajú plný zápoj. Tvoria riedke porasty v ktorých sa vyskytujú rôzne xerothermofilné trávovité spoločenstvá (LUKÁČIK, ĎURIŠ 2012). Dominantnými drevinami lesostepných spoločenstiev v podmienkach Slovenska sú dub plstnatý (*Quercus pubescens* Willd.) a dub cerový (*Quercus cerris* L.). Centrum ich pôvodného výskytu je stredomorská oblasť (s výnimkou južnej časti Pyrenejského poloostrova). Na Slovensku prebieha ich severná hranica prirodzeného výskytu cez Malé Karpaty, Strážovské vrchy, Štiavnické vrchy, Krupinskú planinu a Slovenský kras k Vihorlatu (LUKÁČIK 2006; LUKÁČIK, ĎURIŠ 2013).

Q. pubescens sa vyskytuje v skupinách stromov najčastejšie ako solitér a v okrajoch zapojených porastových štruktúr spolu s *Q. cerris*, dubom jadranským (*Quercus virgiliana* Ten.) a ojedinele s dubom žltkastým (*Quercus dalechampii* Ten.). Vzhľadom na nižšie dimenzie a teda menej priaznivé sociálne postavenie ako aj častejší výskyt viackmenných jedincov, možno konštatovať, že *Q. cerris* v porovnaní s *Q. pubescens* sa v tých istých podmienkach presadzuje lepšie vďaka dimenzionálne a rastovo lepším parametrom. *Q. pubescens* je s ohľadom na jeho vyššiu odolnosť voči suchu v porovnaní s *Q. cerris* schopný presadiť sa len na najsuchších stanovištiach. Na skúmaných lokalitách dosahuje vyššie alebo porovnateľné zastúpenie ako *Q. pubescens* (Tab. 1). V porastových spoločenstvách sú spolu s *Q. cerris* a *Q. pubescens* zastúpené aj ďalšie dreviny, najčastejšie javor poľný (*Acer campestre* L.), javor tatársky (*Acer tataricum* L.), hruška obyčajná (*Pyrus communis* L.), jarabina brekyňová (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz), jarabina oskorušová (*Sorbus domestica* L.) a hloh obyčajný (*Crataegus laevigata* (Poir.) DC.).

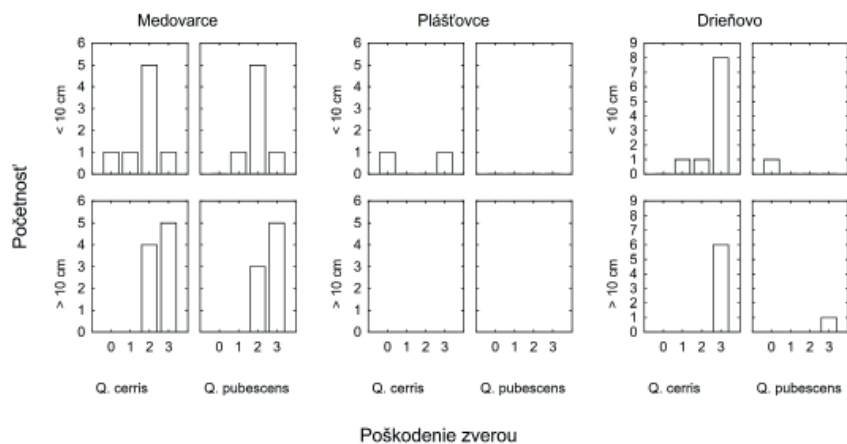
V skúmaných lokalitách Krupinskej planiny má *Q. pubescens* menej vhodné ekologické podmienky (nepriaznivejšie sociologické postavenie, nižšie zastúpenie, vyššia mortalita) a horší zdravotný stav ako *Q. cerris* (Tab. 1, 2, Obr. 2). Podobné zistenia pre *Q. pubescens* uvádza FERUS et al. (2020) v quercetáriu Čífare. Vplyv konkurencie a dimenzií dubov je dôležitým faktorom pre ich zdravotný stav (MATULA et al. 2015). Významné rozdiely existujú medzi jedincami dubov rastúcimi ako solitéry a v skupine (DOLEŽAL et al. 2016). V našej štúdii sú odumreté jedince *Q. pubescens* prevažne menších dimenzií a sú menej osvetlené v porovnaní s vitálnymi jedincami.

Lesostepné spoločenstvá Krupinskej planiny si za posledných 50 rokov zachovali stabilný charakter krajiny. Alarmujúco nepriaznivý stav prirodzenej obnovy (Obr. 3, 4) je zarážajúci, keďže svetlo sa v daných podmienkach javí ako málo pravdepodobný limitujúci faktor pre prirodzenú obnovu. Typ krajiny, tak ako je popísaný vo viacerých štúdiách (mozaikovitý porastový štruktúry, skupiny stro-



Obr. 3: Kategorizácia prirodzenej obnovy *Q. cerris* a *Q. pubescens* v triedach podľa početnosti a výšky v oblasti Krupinská planina

Fig. 3: Categorization of natural regeneration of *Q. cerris* and *Q. pubescens* in classes according to abundance and height in the Krupinská planina area



Obr. 4: Kategorizácia prirodzenej obnovy *Q. pubescens* a *Q. cerris* v jednotlivých triedach podľa poškodenia zverou a výšky v oblasti Krupinská planina

Fig. 4: Categorization of natural regeneration of *Q. cerris* and *Q. pubescens* in classes according to herbivory damage and height in the Krupinská planina area

mov a kríkov, solitéry a prechodné pásma medzi zapojeným lesom a otvorenou krajinou) by mal poskytovať ideálne podmienky pre regeneráciu dubov (BOBIEC et al. 2018; ERDŐS et al., 2021). Nami zistená produkcia žaluďov by tiež zásadným spôsobom nemala limitovať obnovu. Otázna je vhodnosť mikrostanožištných podmienok jednak pre klíčenie a následne ujímanie semenáčikov. Okrem svetla môžu aj iné klimatické faktory výrazne ovplyvniť prirodzenú obnovu dubov. Narastajúca frekvencia výskytu období extrémneho počasia (teplotné a vlhkostné

extrémy) majú pravdepodobne výraznejší negatívny účinok v otvorenej v porovnaní so zalesnenou krajinou. Pri koincidencii semenných rokov a klimaticky extrémnych rokov, môže dôjsť k výraznému zníženiu až neschopnosti klíčenia žaluďov (FERUS et al. 2020). Zistený stav v našej štúdií môže byť aj dôsledkom dlhodobějších zmien na úrovni krajiny, ako sú dostupné podkladové údaje. V oblasti Krupinskej planiny dávny historicky ústup a čiastočný zánik lazov v minulosti vyvolal zmeny vo využívaní krajiny (opustenie od pasienkového hospodárstva, extenzifikácia poľnohospodárstva, zalesňovanie), ktorých intenzita presiahla zažívané spôsoby využívania krajiny v širšom regióne (HANUŠIN, LACIKA 2017). Práve tieto a ďalšie zmeny na úrovni krajiny (zvýšená lesnatosť, silnejúca konkurencia iných druhov drevín) môžu mať za následok zistený nepriaznivý zdravotný stav *Q. pubescens* v lokalite Medovarce. Paradoxne, prirodzená obnova konkurujúcich a kríkovitých druhov často poskytujú ochranu juvenilným jedincom duba pred poškodením zverou (JENSEN, GÖTMARK, LÖF 2012), čo dokumentuje nami zistená prítomnosť prirodzeného zmladenia *Q. pubescens* v tejto lokalite, aj keď v nedostatočnom množstve. Prirodzené zmladenie iných druhov drevín v lokalite Medovarce (nepublikované údaje) potenciálne znižuje atraktivitu *Q. pubescens* pre zver, podobne ako reportované v práci AMMER et al. (2020).

ZÁVER

Súčasný drevinový zloženie a štruktúra porastov sú nielen výsledkom šírenia drevín a kompetičných vzťahov medzi jednotlivými druhmi, ale významne závisia aj od činnosti človeka. Pre lepšie pochopenie faktorov, ktoré sú v lesostepných podmienkach Krupinskej planiny limitujúce pre prirodzenú obnovu dubov a jej početnosť je potrebné posúdiť interakcie medzi dlhodobým vývojom krajiny, disturbancným režimom a stavom zveri poškodzujúcej mladé jedince. Pravdepodobne kombinácia vplyvu zmien vo využívaní krajiny a vysokého stavu zveri spôsobili stagnáciu procesov prirodzenej obnovy teplomilných druhov dubov za súčasného zosilňujúceho vplyvu zmeny klimatických podmienok. Aktívne manažmentové opatrenia v zmysle obnovenia stanovištných podmienok vhodných pre regeneráciu (vysádzanie, ochrana pred poškodením zverou a pod.) sa javia ako nevyhnutné pre zachovanie biodiverzity krajiny a plnenie funkcií extrémnych lesostepných spoločenstiev.

POĎAKOVANIE

Daná práca vznikla s podporou Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky, projekt VEGA1/0564/19. Autori ďakujú Janke Povaľovačovej za asistenciu pri terénnych prácach.

LITERATÚRA

- AMMER C., VOR T., KNOKE T., WAGNER S. 2010. Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Göttingen, Universitätsverlag Göttingen: 184 s.
- AREND M., KUSTER T., GÜNTHARDT-GOERG M.S., DOBBERTIN M. 2011. Provenance-specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*). Tree Physiology,

- 31, 3: 287–297. DOI: 10.1093/treephys/tpr004
- BOBIEC A., REIF A., ÖLLERER K. 2018. Seeing the oakscape beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. *Landscape Ecology*, 33: 513–528. DOI: 10.1007/s10980-018-0619-y
- BRUNET J., BUKINA Y., HEDWALL P.-O., HOLMSTRÖM E., VON OHEIMB G. 2014. Pathogen induced disturbance and succession in temperate forests: evidence from a 100-year data set in southern Sweden. *Basic Applied Ecology*, 15: 114–121. DOI: 10.1016/j.baaec.2014.02.002
- DAMESIN C., RAMBAL S. 1995. Field study of leaf photosynthetic performance by a Mediterranean deciduous oak tree (*Quercus pubescens*) during a severe summer drought. *New Phytologist*, 131, 2: 159–167. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1995.tb05717.x
- DOLEŽAL J., LEHEČKOVÁ E., SOHAR K., ALTMAN J. 2016. Oak decline induced by mistletoe, competition and climate change: a case study from central Europe. *Preslia*, 88, 3: 323–346.
- ERDŐS L., SZITÁR K., ÖLLERER K., ÓNODI G., KERTÉSZ M., TÖRÖK P., BARÁTH K., TÖLGYESI C., BÁTORI Z., SOMAY L., ORBÁN I., KRÖEL-DULAY G. 2021. Oak regeneration at the arid boundary of the temperate deciduous forest biome: insights from a seeding and watering experiment. *European Journal of Forest Research*, 140: 589–601. DOI: 10.1007/s10342-020-01344-x
- FERUS P., HUDOKOVÁ N., POŽGAJ R., KOŠÚTOVÁ D., ORAVEC A., KONÔPKOVÁ J. 2020. Dynamika produkčných vlastností autochtónnych druhov duba v quercetáriu Čifáre počas 30 rokov klimatickej zmeny. In: Sarvašová I., Lukáčik I. (eds.) *Adaptabilita a rastová vitalita drevín v zmenených podmienkach prostredia*. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 122–130.
- FRÜCHTENICHT E., NEUMANN L., KLEIN N., BONAL D., BRÜGGEMANN W. 2018. Response of *Quercus robur* and two potential climate change winners—*Quercus pubescens* and *Quercus ilex*—to two years summer drought in a semi-controlled competition study: I—Tree water status. *Environmental and Experimental Botany*, 152: 107–117.
- GALLÉ A., HALDIMANN P., FELLER U. 2007. Photosynthetic performance and water relations in young pubescent oak (*Quercus pubescens*) trees during drought stress and recovery. *New Phytologist*, 174, 4: 799–810. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2007.02047.x
- HANUŠIN J., LACIKA J. 2017. Transformácia historickej kultúrnej krajiny s rozptýleným osídlením (na príklade obce Hrušov, okres Veľký Krtíš). In: *Geographia Slovaca* 33. *Premeny a ochrana historickej kultúrnej krajiny na Slovensku*. V. Ira, J. Hanušin (eds.). Bratislava, Geografický ústav Slovenskej Akadémie Vied Bratislava: 85–120.
- JALOVIAR P., SEDMÁKOVÁ D., PITTMER J., DANKOVÁ L., KUCBEL S., SEDMÁK R., SANIGA M. 2020. Gap structure and regeneration in the mixed old-growth forests of National Nature Reserve Sitno, Slovakia. *Forests*, 11, 1: 81. DOI: 10.3390/f11010081
- JENSEN A.M., GÖTMARK F., LÖF M. 2012. Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: a field experiment. *Forest Ecology and Management*, 266: 187–193. DOI:

- 10.1016/j.foreco.2011.11.022.
- LUKÁČIK I. 2006. Dub plstnatý (*Quercus pubescens* Willd.) v Malých Karpatoch. In: Jurásek A., Novák J., Slodičák M. (eds.) Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností. Opočno, 5.-6.9.2006. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice: 39–47.
- LUKÁČIK I., ĎURIŠ M. 2012. Rastové charakteristiky dominantných druhov drevín v lesostepných spoločenstvách Krupinskej planiny a Strážovských vrchov. In: Saniga M., Kucbel S., Jaloviar P. (eds.) Pestovanie lesa v strednej Európe. Zvolen, 2.-4. júl 2012. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 181–191.
- LUKÁČIK I., ĎURIŠ M. 2013. Variabilita duba plstnatého (*Quercus pubescens* Willd.) v orografických celkoch Strážovské vrchy a Považský Inovec. In: Baláš M., Podrážský V., Kučeravá B. (eds.) Proceedings of Central European Silviculture. 14th International Conference. Kostelec nad Černými lesy, 2.-3.7. 2013. Praha, ČZU: 78–86.
- MATULA R., SVÁTEK M., PÁLKOVÁ M., VOLAŘÍK D., VRŠKA T. 2015. Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. PloS One, 10, 5: e0127055. DOI: 10.1371/journal.pone.0127055
- MATSUSHITA M., SETSUKO S., TAMAKI I., NAKAGAWA M., NISHIMURA N., TOMARU N. 2015. Thinning operations increase the demographic performance of the rare subtree species *Magnolia stellata* in a suburban forest landscape. Landscape and Ecological Engineering, 12, 2: 179–186. DOI: 10.1007/s11355-015-0281-3.
- PRÉVOSTO B., GAVINET J., MONNIER Y., CORBANI A., FERNANDEZ C. 2015. Influence of neighbouring woody treatments on Mediterranean oak development in an experimental plantation: better form but weaker growth. Forest Ecology and Management, 362: 89–98.
- SANIGA M., BALANDA M., KUCBEL S. 2014. Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. iForest - Biogeosciences and Forestry, 7, 5: 324–332. DOI: 10.3832/for0996-007.
- SEDMÁKOVÁ D., SANIGA M., KUCBEL S., PITTNER J., KÝPEŤOVÁ M., JALOVIAK P., BUGALA M., VENCÚRIK J., LUKÁČIK I. 2017. Irregular shelterwood cuttings promote viability of European yew population growing in a managed forest: a case study from the Starohorské Mountains, Slovakia. Forests, 8, 8: 289. DOI: 10.3390/f8080289.
- SCHULZE E.D., BOURIAUD O., WÄLDCHEN J., EISENHAEUER N., WALENTOWSKI H., SEELE C., HEINZE E., PRUSCHITZKI U., DANILA G., MARIN G., HESSENMÖLLER D., BOURIAUD L., TEODOSIU M. 2014. Ungulate browsing cause species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. Annals of Forest Research, 57: 267–288. DOI: 10.15287/afr.2014.273
- SIWECKI R., UFNALSKI K. 1998. Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. European Journal of Forest Pathology, 28, 2: 99–112. DOI: 10.1111/j.1439-0329.1998.tb01171.x
- THOMAS F.M., BLANK R., HARTMANN G. 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. Forest Pathology, 32, 4/5: 277–307. DOI: 10.1046/j.1439-0329.2002.00291.x

Sekce 2
Obnovitelná produkce

Session 2
Renewable production

PROMISING BLACK LOCUST (*ROBINIA PSEUDOACACIA* L.) VARIETY-CANDIDATES IN HUNGARY: A SHORT REVIEW

SLIBNÍ KANDIDÁTI NA VARIETY TRNOVNÍKU AKÁTU (*ROBINIA PSEUDOACACIA* L.) V MAĎARSKU: KRÁTKÝ PŘEHLED

ZSOLT KESERű², ATTILA BOROVICS², JÁNOS RÁSÓ², MIKLÓS TÁMBA³,
TAMÁS ÁBRI², KÁROLY RÉDEI¹

¹Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, University of Debrecen, Debrecen, Hungary; ²Forest Research Institute, University of Sopron, Hungary; ³Exclusive Stock Company of Napkori Foresters, Napkor, Hungary; Author for correspondence: Keserű Zs. <mailto:keseru.zsolt@uni-sopron.hu>; keseru.zsolt@uni-sopron.hu

ABSTRACT

Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) was the first forest tree species introduced from North America to Europe, at the beginning of the 17th century. Its unprecedented fast spread is due to its high-grade adaptability, drought-tolerance, abundant and frequent seed crop, excellent sprouting ability, fast growth and relatively high timber yield. Other advantages are that it has scarcely any fungi or insect pests. Black locust is the most widespread tree species in Hungary occupying approximately 24% of the forested land and providing 25% of the annual timber output of the country. Due to the demands of consumers, new cultivars are to be produced by means of improvement techniques and are to be introduced into the practical forestry use. This review provides a practice-oriented survey on black locust cultivar's management in Hungary.

Keywords: selection, improvement techniques, practice-oriented

ABSTRAKT

Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) byl první dřevinou introdukovanou do Evropy ze Severní Ameriky, a to již počátkem 17. století. K jeho nebyvale rychlému rozšíření přispěla velká adaptabilita, tolerance k suchu, časté a bohaté plození, velká vymlazovací schopnost, rychlý růst a relativně vysoká produkce dřeva. Akát je navíc jen zřídka napadán houbovými infekcemi a škůdci. V Maďarsku je nejrozšířenější dřevinou, roste na 24 % lesní půdy a má 25% podíl na roční produkci dřeva. Kvůli zájmu zákazníků, se připravuje uznání nových kultivarů /klonů/ a jejich směsí /variet/ získaných využitím šlechtitelských technik, které budou dány k dispozici pro využití v lesnictví. Přehledový článek poskytuje informaci o praktických orientovaném manažmentu a využívání kultivarů akátu v Maďarsku.

Klíčová slova: selekce, šlechtitelské techniky, praktické zaměření

INTRODUCTION

Hungary has got much experience in black locust growing, as it has been grown for 300 years in the country. The proportion of black locust stands in the total stocked area of forests amounts to 23% (460,000 ha), the growing stock of which is around 38 million m³. Being aware of its importance, forestry research in Hungary continues to deal with various aspects of black locust growing, with special regard to the energy crisis and to the *global climate change* harmful effects thanks to having some desirable characteristics of the tree species. The most important black locust growing regions in Hungary are located in the south and south-west Transdanubia (hill-ridges of Vas-Zala county, hill-ridges Somogy county), the plain between the rivers Danube and Tisza (Central Hungary) and north-east Hungary (Nyírség region) (KERESZTESI 1988).

Black locust timber can be used by industry (mining, construction and furniture) or by agriculture sector (post and pole wood). Moreover, the black locust stands are the main basis for Hungarian apiculture and honey production. Black locust is also one of the most suitable tree species for establishing energy and environmental plantations. To provide for the development of a natural environment, forests together with agricultural fields, shelterbelts should create an integrated landscape. In this case, afforestation is useful for the development of both agriculture and forestry to improve the natural environment and living conditions of the population (KERESZTESI 1988, RÉDEI 2000).

Of the fast-growing deciduous tree species of the world it is the black locust that is the third after the eucalyptus and hybrid poplars in forest stand establishments and man-made reforestations. At the moment the total area of black locust is globally about 2.5 million ha. In the near future there are two continents, where the fast spread of black locust can be expected. The first is the Asian continent, where China and South-Korea, while in the European continent France, Turkey, Romania, Bulgaria and Germany are the most prominent black locust growers.

THE RESULTS OF THE FIRST BLACK LOCUST SELECTION PROGRAMME IN HUNGARY

Since the introduction of black locust into Hungary this tree species has been closely associated with agriculture, and its wood could be utilized for many agricultural and domestic purposes. After World War II, its importance changed because large-scale farms had less demand for wood and the timber industry was not willing to buy black locust wood. It was necessary to improve the quality of final products of black locust forests to meet the demands of consumers. Therefore, new cultivars had to be produced by breeding techniques and had to be introduced into the practical forestry use.

Breeding by crossing requires much work over several decades, as the black locust is a heterozygote tree species with many features of polygene character. The results of breeding are thus influenced by chance. Though the prominent Hungarian black locust breeder, F. Kopecky worked with a carefully elaborated breeding program, his investigations into the performance of different provenances did not fulfil early expectations, despite some promising results. Simultaneously with artificial

crossings, a new strategy of several stages started in the Hungarian Forest Research Institute in 1961 (KERESZTESI 1983).

The breeding strategy aimed to improve the quality of black locust stands, which were considered to be separate provenances. In the best black locust stands, groups of shipmast stem form, then plus trees were selected by B. Keresztesi and his colleagues. The offsprings of these selected trees were vegetatively propagated and were grouped together into varieties. Thus, varieties are mostly composed of several clones, but there are also some one-clone-varieties, too.

Grafts with shoots taken from plus trees were made and planting stocks were raised from them by green cuttings. The basic material produced in this way served as starting material with the help of a variety trial established in Gödöllő Arboretum of the Hungarian Forest Research Institute. The development of this trial has been continuing up to the present even in these days. The soil of this experiment area is a rusty brown forest soil developed over sand (KERESZTESI 1983, 1988).

In the meantime breeding aims were enlarged by taking the demands of bee-keeping into consideration, such as the onset and length of flowering, while nectar yields were also considered and improved. Some trees selected abroad and others in Hungary that had been chosen by beekeepers for their excellent honey production, were involved in this experiment.

The aim of the trial was to determine the heritable growth and quality features of cultivars selected from various parts of the country and abroad and to put them into comparison (Table 1). For the time being, this trial in Gödöllő Arboretum is covering 50 ha with 210 clones and varieties, respectively.

The main target of breeding is to improve the quality of stem, to increase the output of industrial wood. The results are evaluated by timber volume and its value at felling age. Even a small improvement in volume means a considerable increase in financial return. Based on timber volume at felling age the following cultivars may be assessed as best: *Jászkiséri*, *Üllői*, *Nyírségi*, *Kiskunsági*, *Kiscsalai* and *Pénzesdombi*. Beside the varieties recommended for timber production as primary function, there are others that have been improved for honey production or energy production (KERESZTESI, 1988).

At the moment, 7 black locust varieties (marked in bold) are approved by the competent Hungarian national office (National Food Chain Safety Office, NÉBIH):

Varieties and variety-candidates for high volume, high quality sawlog production are:

'Nyírségi', **'Kiskunsági'**, **'Jászkiséri'**, **'Pénzesdombi'**, **'Üllői'**, **'Egylevelű'**, **'Kiscsalai'**, **'Röjtökmuzsaji'** and **'Góri'**.

Varieties and variety-candidates for pole and prop-production are:

'Zalai', **'Császártöltési'**, **'Szajki'**, **'Ricsikai'**, **'Váti-46'** and **'Appalachia'**.

Varieties and variety-candidates for honey production are:

'Rózsaszín-AC', **'Debreceni-2'**, **'Halvány rózsaszínű'**, **'Debreceni 3-4'**, **'Mátyusi**

1-3', 'Váti-46', 'Zalai', 'Kiskunsági', 'Császártöltési' and 'Egylevelű'.

Varieties and variety candidates for fuelwood-production are:

'Jászkiséri', 'Üllői', 'Kiscsalai', 'Nyírségi', 'Góri', 'Röjtökmuzsaji' and 'Rózsaszín-AC'.

Varieties and variety-candidates for fodder production are:

As it is evident from the enumeration, there are several multipurpose varieties. Varieties selected for honey production are characterized by their long lasting flowering, by later onset of flowering than that of common black locust and by their better than average nectar yield.

Propagation of varieties was first planned by seedlings, but the seed orchards produced small quantities of seed. So it was necessary to develop techniques for vegetative propagation (using green cuttings, root cuttings and by micropropagation).

Table 1: Yield data of black locust cultivar trial at age 20 (Gödöllő)

Tab. 1: Produkce kultivarů trnovníku akátu po 20 letech pokusu (Gödöllő)

Name of cultivar ¹	Mean height ²	Mean DBH ³	Stem number ⁴	Basal area ⁵	Standing volume ⁶	Yield class ⁷
	(m)	(cm)	(ha)	(m ² /ha)	(m ³ /ha)	
R.p. vulgaris	18.4	17.1	932	21.35	212.39	II
R.p. 'Zalai'	17.8	13.7	1159	16.98	153.80	II
R.p. 'Kiskunsági'	19.8	16.0	1013	20.48	208.24	II
R.p. 'Nyírségi'	19.1	15.0	1106	19.46	188.73	I
R.p. 'Császártöltési'	15.8	13.4	1187	16.63	140.73	II
R.p. 'Jászkiséri'	18.6	15.9	1052	21.08	203.65	II
R.p. 'Pénzesdombi'	19.1	15.9	982	19.54	191.14	I
R.p. 'Appalachia'	16.9	13.7	1078	15.82	140.30	II
R.p. 'Kiscsalai'	19.5	17.1	990	22.78	227.89	I
R.p. 'Üllői'	19.7	15.1	1095	19.64	182.34	I
R.p. 'Röjtökmuzsaji'	18.7	15.2	1109	20.07	191.06	I
R.p. 'Góri'	17.6	16.1	950	19.34	178.76	II
R.p. 'Ricsikai'	17.1	14.7	639	10.75	96.94	II
R.p. 'Szajki'	18.5	14.5	1144	19.00	177.25	II
R.p. 'Rózsaszín AC'	16.4	13.5	1098	15.60	134.90	II
R.p. 'Váti-46'	17.4	15.2	1014	18.32	167.51	II

1 – jméno kultivaru; 2 – střední výška; 3 – střední výčetní tloušťka; 4 – počet jedinců; 5 – výčetní kruhová základna; 6 – zásoba; 7 – bonita

SECOND BLACK LOCUST SELECTION PROGRAMME

In Hungary the range of sites optimal for black locust growing is rather limited. Therefore, black locust growing is often tried on sub-optimal sites. Possibilities for black locust growing are highly influenced by climatic conditions and extremes (temperature and precipitation), water supply and unfavourable soil conditions. In the lowlands, which are the most suitable regions for black locust production, annual precipitation is not more than 500 mm, most of which is outside the

growing season. Relative air humidity in July is usually between 20–50%. Due to the filling up of basin-like lowlands by different sedimentary parent substrates in Hungary, site conditions are a mosaic, which changes even over small distances, causing widely differing growth potential for black locust plantations. For this reason, there are no large, contiguous areas of homogenous site quality for black locust, and its growth and productivity may be very variable within a large field. Therefore, the main aim of the new selection work coordinated by K. Rédei was to find and improve black locust clones, which perform good shape; provide good-quality wood material for industrial purposes, and which can adapt to the changed ecological conditions as well (RÉDEI 2000, RÉDEI et al. 2002).

As a result of the second programme 12 black locust clones ('KH 56A 2/5', 'KH 56A 2/6', 'MB12D', 'MB17D 4/1', 'CST 61A 3/1', 'MB15A 2/3', 'MB17D 3/4', 'PV 201E 2/1', 'PV 201E 2/3', 'PV 201E 3/4', 'PV 35B/2' and 'PV 233A/2') have been improved at the Hungarian Forest Research Institute. Five clones ('KH 56A 2/5', 'MB17D 3/4', 'PV 201E 2/1', 'PV 35B/2' and 'PV 233A/1') have been registered as variety-candidate (RÉDEI et al., 2002, RÉDEI et al., 2008).

NEW BLACK LOCUST SELECTION PROGRAMME IN HUNGARY

The aim of the new selection project is to produce propagating material of high-quality black locust variety-candidates with a high number of high genetic added values at a marketable price. The project will develop a propagation method for black locust individuals with excellent growth properties, which can be used to produce large quantities of homogeneous, variety-identical propagating material. The project involves researchers from the *Forest Research Institute* and experts from the *Exclusive Stock Company of Napkori Foresters*. We want to further strengthen the achieved research, development and implementation results, as well as the international recognition and recognition of Hungarian black locust growing.

The main result of the project is therefore the propagation process itself, in connection with which the following partial results were achieved:

- Selection of black locust variety-candidates selected for tree production and bee-keeping in recent years.
- Initiation of micropropagation (5 maternal lines), propagation of seedlings in incubation space, rooting of seedlings.
- Production of marketable, high genetic value seedlings by means of the developed vegetative propagation system.
- Production of stress-tolerant seedlings with strong roots using the production system employing irrigation and controlled plant nourishing system.

Black locust variety-candidates – a total of 5 mother trees – were selected in one of the most important black locust growing districts of the country (Nyírség), based on a detailed field examination of black locust clone and cultivar experiments and seed-growing plantations. The selected individuals were examined and evaluated together with the project participants, and then five individuals were selected – 2 individuals from the Debrecen 14 G subcompartment (PL40, PL251), one from

the Hajdúhadház 10 K subcompartment (PL35), and two more individuals from excellent-growing black locust trees in the area of Napkori Foresters (NK1 and NK2). Propagating material was collected for micropropagation. The micropropagated plant material formed the basis for conducting experiments and observations in the greenhouse on large-scale reproducibility from root cuttings. The planting took place in three stages, depending on the quantity and availability of black locust seedlings produced by micropropagation at the site of Flóratom Ltd. Height measurements of planted seedlings were performed. After evaluating the measurement data, we selected the two promising clones from which another progeny was created by micropropagation. The two promising black locust clones with the best vigor and health condition during seedling pre-culture were NK2 and PL251.

In March 2020, in Napkor (Napkori 0185/5, 6, 7, 16, 17, 18, topographical numbers of tests) and Nyírbogdány (Nyírbogdány 019/32 topographical number), detailed site investigations were carried out for establishing black locust experimental and operational plantations. Following detailed site investigation and soil laboratory studies, we established wide-spaced black locust industrial plantation experiments on about 5.39 ha of seedlings produced by micropropagation in the aforementioned areas in May 2020. In November 2020, leaf samples were collected from the plant material in the nursery and the industrial plantation Napkor 0185/5, 6, 7, 16, 17, 18 topographical numbers of tests for further genetic testing. Evaluations are currently underway. In the meantime, the selected clones have been announced to start the official variety recognition procedure.

CONCLUSIONS

In Hungary, the main target of selection breeding is to improve the quality of stem in order to increase the output of industrial wood. Beside the varieties recommended for timber production as primary function, there are others that have been improved for honey production or energy production. In comparison with Germany, many stands of black locust are of a bad quality concerning stem form and thick branches. The breeding of black locust should be concentrated on the selection of individuals with straight trunks and their vegetative propagation including tissue culture methods (LIESEBACH et al. 2004). Clonal breeding is thus one of the possibilities to provide material for commercial use (RÉDEI et al. 2002). Besides, family selection may also be promising because of high heritabilities for biomass, growth and morphological traits (BONGARTEN et al. 1991, DINI-PAPANASTASI, PANETSOS 2000). Black locust has been successfully tissue cultured by many methods in many countries (CHALUPA 1992, DUNLUN et al. 1995). In Hungary, experiments with black locust have shown that it is a tree species with great regenerative potential from root cuttings or tissue culture (RÉDEI et al. 2002). These methods result in excellent uniformity within the clones from the selected trees.

For some decades black locust has an increased attention in more and more countries for the following reason. The global climate changes and the energy crisis has stimulated research on relatively rapid growing, nitrogen-fixing trees such as black locust. This short review with the results achieved so far leads to the following conclusions: (1) Selected black locust varieties can be grown well under

semi-marginal site conditions as well; (2) Vegetative propagation method – micro-propagation and root cuttings – has proved as a suitable mean in the field of black locust clonal selection; (3) By growing selected black locust varieties, it is possible to increase significantly the stem quality – by 15–25% on average; (4) By growing selected black locust varieties, the volume yield cannot be significantly increased while the value yield can be increased by 20–25%; (5) Taking the cost of establishing the plantations into account, mixing the varieties with one-year old seedlings (in the proportion of 30–70%) the yield can be improved.

Black locust is already planted for many of its ecological benefits. Some studies have indicated that considerable genetic variation exists within the species (BONGARTEN et al., 1991, DENGIZ et al., 2010, DINI-PAPANASTASI et al., 2000, DUNLUN et al. 1995, LIESEBACH et al. 2004). Intensive single tree selection coupled with a successful vegetative propagation programme may lead thus to further significant improvement for the species.

ACKNOWLEDGEMENTS

The research on new black locust selection programme in Hungary was supported from the Economic Development and Innovation Operational Programme GINOP, project number: 2.1.2-8-1-4-16-2017-00022), co-financed from the European Regional Development Fund and European Social Fund.

REFERENCES

- BONGARTEN B.C., MERKLE S.A., HANOVER J.W. 1991. Genetically improved black locust for biomass production in short-rotation plantations. In: Klass D.L. (ed.) Energy from Biomass and Wastes XV. Chicago, IL, Institute of Gas Technology: 391–409.
- CHALUPA V. 1992. Tissue culture propagation of black locust. In: Hanover J.W., Miller K. & Plesko S. (eds.) Black locust: Biology, Culture and Utilization. Michigan State University, East Lansing: 115–125.
- DENGIZ O., GOL C., SARIOGLU F.E., EDIS S. 2010. Parametric approach to land evaluation for forest plantation: a methodological study using GIS model. African Journal of Agricultural Research, 5, 12: 1482–1496.
- DINI-PAPANASTASI O., PANETSOS C.P. 2000. Relation between growth and morphological traits and genetic parameters of *Robinia pseudoacacia* var. *monophylla* DC in northern Greece. Silvae Genetica 49: 37–44.
- DUNLUN Z., ZHENFEN Z., FANGQUAN W. 1995. Progress in clonal selection and breeding of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) In: Xihuan Shen (ed.) Forest Tree Improvement in the Asia-Pacific Region. Beijing, China Forestry Publishing House: 152–156.
- KERESZTESI B. 1983. Breeding and cultivation of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. Forest Ecology and Management, 6: 217–244.
- KERESZTESI B. (ed.) 1988. The Black Locust. Budapest, Akadémiai Kiadó: 196 s.
- LIESEBACH H., YANG M.S., SCHNECK V. 2004. Genetic diversity and differentiation in a black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) progeny test. Forest Genetics, 11, 2: 151–161.

- RÉDEI K. 2000. The role of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in establishing wood energy plantation. Hungarian Agricultural Research, 9, 4: 4–7.
- RÉDEI K., OSTVÁTH-BUJTÁS Z., BALLA I. 2001. Propagation methods for black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary. Journal of Forestry Research, 12, 4: 215–219.
- RÉDEI K., OSTVÁTH-BUJTÁS Z., BALLA I. 2002. Clonal approaches to growing black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary: a review. Forestry, 75, 5: 548–552.
- RÉDEI K., OSVÁTH-BUJTÁS Z., VEPERDI I. 2008. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary: a review. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica, 4: 127–132.

SROVNÁNÍ PODROSTNÍHO ZPŮSOBU S HOSPODAŘENÍM V TRVALE STRUKTURNĚ BOHATÉM POROSTU V OBLASTI KARPAT S VYUŽITÍM RŮSTOVÉHO SIMULÁTORU

COMPARISON OF SHELTERWOOD SYSTEM WITH MANAGEMENT OF PERMANENTLY STRUCTURALLY RICH FOREST STAND IN THE CARPATHIAN AREA USING A GROWTH SIMULATOR

MARTIN KOMÁNEK, ROBERT KNOTT

Ústav zakládání a pěstění lesů, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova Universita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Česká republika

ABSTRACT

With a changing climate, there is an increasing emphasis on sustainable forest management. However, in addition to the positive aspects of management in structurally rich forests, there are also negatives such as technological complexity and personnel knowledge. Based on the data from the forest stands inventory, two models were simulated (in the SIBYLA forest biodynamics simulator). As the first type of forest management a combination of shelterwood with strips was chosen. The second type of management was chosen with an emphasis on the creation of structurally rich forest and sustainable management. The results show that the second variant (with a richer stand structure) has a more stable harvest volume, biodiversity index, growing stock and the value of assortments in the stand. It is also possible to assume a higher potential in the performance of non-production functions.

Keywords: diversity index, target tree method, production sustainability

ABSTRAKT

Při měnícím se klimatu je stále kladen větší důraz na trvale udržitelné hospodaření v lesích. S využitím pěstování strukturně bohatých porostů mohou být kromě pozitivních stránek spojena i negativa jako jsou technologická náročnost a personální znalost problematiky strukturně bohatých lesů. Na základě dat z inventarizace lesních porostů byla provedena simulace dvou modelů (v simulátoru biodynamiky lesa SIBYLA). Jako první typ managementu lesa byl zvolen podrostní způsob hospodaření v kombinaci s náseky. Druhý typ managementu byl zvolen s důrazem na vytvoření strukturně bohatého porostu a trvalou udržitelnost hospodaření. Z výsledků vyplývá, že druhá varianta (s bohatší strukturou porostu) má stabilnější objem těžby, index biodiverzity, zásobu a také hodnotu sortimentů v porostu. Lze předpokládat i vyšší potenciál při plnění mimoprodukčních funkcí.

Klíčová slova: index diverzity, metoda cílových stromů, trvalost produkce

ÚVOD A PROBLEMATIKA

V oblasti Bílých Karpat (Česká republika) se nachází rozsáhlé lesní porosty rostoucí na vápencovém podloží s vysokou trofností a v jižních partiích s dominancí buku lesního (*Fagus sylvatica* L.), obnovované převážně clonnou sečí. Hlavními vtroušenými a přimíšenými dřevinami jsou v těchto lesích zejména smrk ztepilý a modřín, ale i javory, dub, jedle bělokorá a lípa. Porosty jsou pěstovány v prostorově bohatší struktuře maximálně ve dvou etážích pouze v časově omezeném úseku v průběhu obnovy porostů (Obr. 1).



Obr. 1: Dvouetážový porost v lesích okolí obce Javorník (Kománek, 2018)

Fig. 1: Two-storeyed forest stand in the Javorník village area (Kománek, 2018)

Myšlenky trvalého a udržitelného hospodaření popsal už v roce 1922 Möller (SCHABEL, PALMER 1999) a tyto myšlenky jsou v dnešní době uplatňovány v podobě především tzv. Continuous cover forestry (CCF), jehož součástí je například i Plenterwald – výběrný les (HELLIWELL 1997; O'HARA et al. 2007). V souvislosti s měnícím se klimatem, se také diskutuje stále častěji o přeměnách z lesů jehličnatých na lesy smíšené (SCHÜTZ, POMMERENING 2013).

Vhodnost pěstování lesa podle zásad uplatňovaných např. v Dauerwaldu nebo při CCF byl popsán v Německu, Itálii, Švýcarsku i Francii a Velké Británii (PATRONE 1944; LEIBUNDGUT 1946; SCHÜTZ 1997; PUKKALA 2016). Obvykle je tento způsob pěstování definován využitím struktury lesa s více etážemi (DAVIES, KERR 2011). Struktura těchto porostů obvykle není vhodná pro dřeviny citlivější na světlo, které nezvládnou delší dobu zastínění (SMITH, HAWLEY 1986; SCHÜTZ 1997). Rozdíly v pasečném (podrostním) a výběrném hospodaření (REININGER 2000) mohou být inspirací, proč se orientovat na využití výběrného principu i v podmínkách České republiky s úmyslem vytvořit dlouhodobě strukturně bohaté a trvale tvořivé porosty, a to i v porostech složených v současné době z mála dřevin.

Pěstování strukturně bohatých porostů s převahou jedné dřeviny (např. buku lesního) je možné i s ohledem na udržitelnost takového způsobu hospodaření, např.

při splnění podmínek jako je například objem zásob okolo 250 m³/ha (SCHÜTZ 2006). Podobná zásoba porostu (mezi 240 a 320 m³.ha⁻¹) byla zjištěna např. i v bukovém porostu s výběrnou strukturou v jihovýchodním Polsku (JAWORSKI, KOŁODZIEJ 2004).

Cílem příspěvku je zhodnocení potenciálu pěstování lesa trvale strukturně diferencovaného ve srovnání s podrostním způsobem hospodaření v kombinaci s náseky v oblasti Bílých Karpat poblíž obce Javorník (okres Hodonín) s využitím simulace vývoje porostů do budoucna.

MATERIÁL A METODIKA

Měření bylo prováděno v Bílých Karpatech (Česká republika), poblíž obce Javorník nad Veličkou. Na tomto území převládají flyšové sedimenty, charakteristické střídáním jílovců, pískovců a slepenců (KOLEKTIV 2017). Dominantními půdami jsou zde kambizemě, méně pak luvizemě a rankery.

Klima je zde podle QUITTA (1971) klasifikováno jako mírně teplé, s ročním úhrnem srážek 600–750 mm. Převažujícími soubory lesních typů jsou v revíru Javorník 3B, 4B a 3H (tj. bohaté dubové bučiny, bohaté bučiny a hlinité dubové bučiny).

V zájmovém území byly vybrány 4 porosty různého věku (viz Tab. 1). A v každém z nich byly založeny vždy 2 plochy s ohledem na rozdílnou tloušťkovou, druhovou a prostorovou strukturu. Celkem tak vzniklo 8 ploch pro měření, aby byla odlišná struktura ke každému výchozímu stavu.

Tab. 1: Základní informace o zkušných plochách

Table 1: Basic information of research plots

	Číslo zkusné plochy / Plot number							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Rozměry Plot number (m)	25×25	25×25	25×50	25×50	25×50	25×50	50×50	50×50
Věk porostu (roky) Stand age (years)	58	58	71	71	99	99	106	106
Soubor lesních typů Forest site type complex	3B	3B	4B	4B	4B	4B	3B	3B
Orientace svahu Slope orientation	JZ	JZ	SZ	SZ	V	V	SZ	SZ
Nadmořská výška (m n. m.) Elevation (m a.s.l.)	505	512	542	528	555	585	475	535

3B – bohatá dubová bučina / rich oak beech forest, 4B – bohatá bučina / rich beech forest, JZ – Jihozápad / southwest, V – Východ / east, SZ – Severozápad / northwest

Pro každou plochu byly zvoleny dva modely výchovy. Vývoj obou modelů managementu byl simulován v programu SIBYLA (Simulátor biodynamiky lesa). Jedná se o růstový simulátor na bázi empirických distančně závislých stromových modelů (FABRIKA, ADAMEC 2015). Celková doba simulace každé zkusné plochy byla nastavena na 50 let.

Jako první typ managementu lesa byl zvolen pasečný přístup (model COMMON). Ve středním věku porostu (40–80 let) byl kladen důraz na úrovně probírky s pozitivním výběrem s intenzitou 50–80 m³.ha⁻¹, v závislosti na věku. V pozdějším věku (90–100 let) bylo sníženo zakmenění pro podporu přirozeného zmlazení porostu na hodnotu 0,6–0,7. Doba obnovy je dle rámcových směrnic hospodaření stanovena na 40 let. Ve věku 110–150 let byl porost postupně obnoven clonnou sečí v celém porostu v kombinaci s využitím náseků.

Druhý typ managementu byl zvolen s důrazem na vytvoření strukturně bohatého porostu a trvalou udržitelnost strukturní diverzity porostů. Byly zvoleny zásahy v kombinaci podpory cílových stromů a kácením stromů cílových tloušťek (model TARGET). Každá dřevina měla určenou cílovou tloušťku, při které byla smýcena v kombinaci s provedením strukturní probírky (pozitivní výběr v úrovni i podúrovni) s podporou kvalitních jedinců.

Veškeré výsledky byly převzaty z výsledkové části provedených simulací. Pro účely tohoto příspěvku jsou hodnoceny následující veličiny pouze pro jednu vybranou plochu (č. 5):

- zásoba porostu na hektar,
- celková objemová produkce na hektar,
- celkový objem probírkových těžeb na hektar,
- objem těžeb na zásah na hektar,
- index diverzity.

Index strukturní diverzity podle JAEHNE, DOHRENBUSH (1997) vyjadřuje kombinaci druhového složení, vertikální struktury, horizontální struktury a korunové diference (NEUMAN, STARLINGER 2001). Tato výstavba porostů je členěna do pěti skupin podle hodnot indexů v tabulce 2.

Tab. 2: Index diversity podle JAEHNE, DOHRENBUSH (1997)

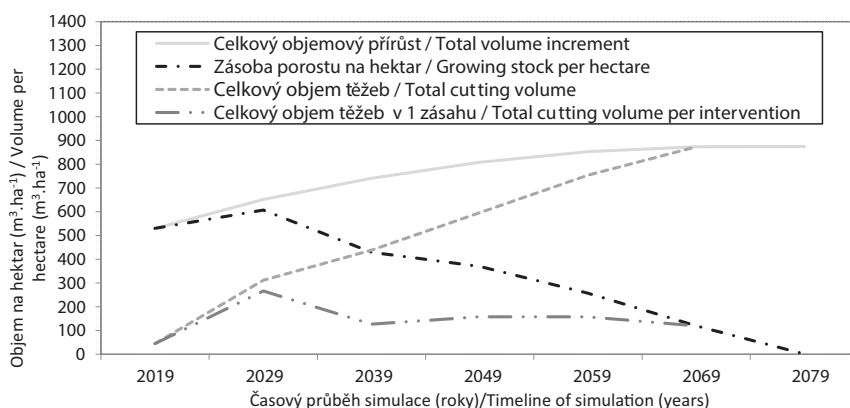
Table 2: Stand diversity index according to JAEHNE, DOHRENBUSH (1997)

Hodnota indexu / <i>Index Value</i>	Slovní popis / <i>Description</i>
<4,000	Monotónní výstavba / <i>Monotone structure</i>
4,000–5,999	Rovnoměrná výstavba / <i>Even structure</i>
6,000–7,999	Nerovnoměrná výstavba / <i>Uneven structure</i>
8,000–8,999	Různorodá výstavba / <i>Diverse structure</i>
8,999<	Mimořádně různorodá výstavba / <i>Extremely diverse structure</i>

Výsledky vztahující se k ekonomickému zhodnocení jsou uvedeny pro všech 8 ploch – byly hodnoceny sortimentní skladby pro jednotlivé dřeviny a ohodnoceny podle cen IV. čtvrtletí roku 2018 (ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD 2019).

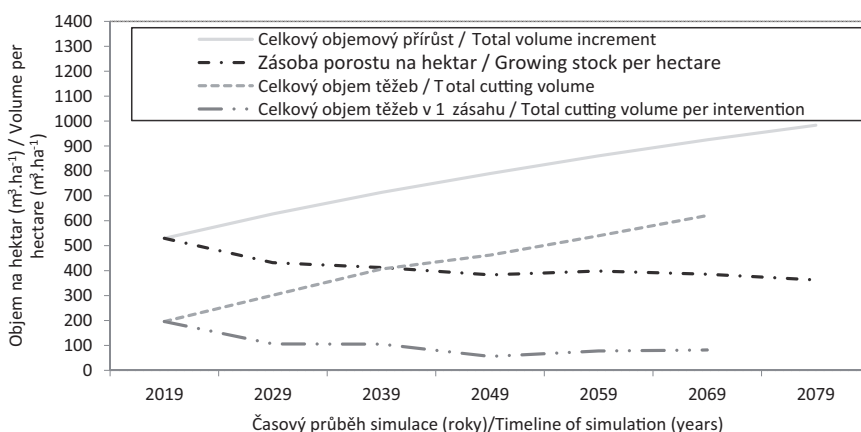
VÝSLEDKY A DISKUSE

Obr. 2 a 3 zobrazují průběh křivek měřených dendrometrických parametrů v růstovém simulátoru. Pokud se zaměříme na průběh křivek celkových objemových přírůstů a celkových objemů vytěženého dřeva, můžeme vidět diametrální odlišnosti. Horní etáž porostu v rámci simulace modelem COMMON (Obr. 2) zanikne v momentě, kdy se tyto dvě křivky setkají (rok 2069). Následkem smýcení porostu křivka objemu na ha klesá a křivka celkové objemové produkce stagnuje. Dochází tedy ke snížení produkční funkce lesa v modelu COMMON.



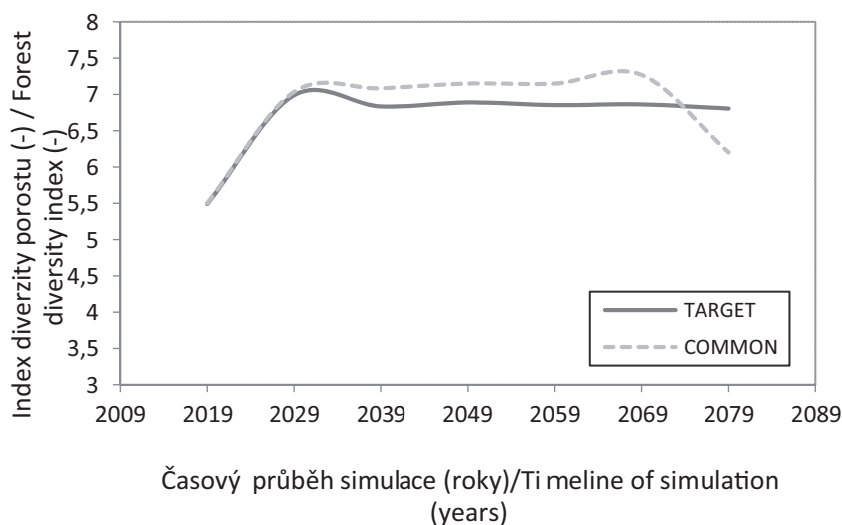
Obr. 2: Vývoj dendrometrických parametrů v časové řadě – model COMMON (plocha 5)
Fig. 2: Development of dendrometric parameters in timeline – model COMMON (plot 5)

V modelu TARGET (Obr. 3) je průběh těchto dvou křivek (celkový objemový přírůst a celkový objem vytěženého dřeva) téměř rovnoběžný. Charakter hospodaření v tomto modelu byl zvolen s cílem zajištění pravidelné těžby závislé na přírůstu a dosažení vyšší stability lesa. Těženy byly stromy jak mýtně zralé, které dosáhly určenou tloušťkovou hranici, tak i stromy určené k probírkám. Model TARGET



Obr. 3: Vývoj dendrometrických parametrů v časové řadě – model TARGET (plocha 5)
Fig. 3: Development of dendrometric parameters in timeline – TARGET model (plot 5)

má na úrovni porostu vyšší předpoklady dosažení trvalé udržitelnosti než model COMMON. Zásoba porostů v modelu TARGET klesla na průměrnou hodnotu okolo 400 m³ na ha, což je o 100–150 m³ na ha více, než uvádí například SCHÜTZ (2004) a JAWORSKI (2004) v hospodaření výběrným způsobem. Průběh křivek objemu na ha a objemu vytěženého dřeva na zásah u modelu TARGET v našem případě vykazuje mírně kolísavý a téměř vyrovnaný průběh a lze předpokládat, že by se mohl okolo těchto hodnot udržet i nadále.

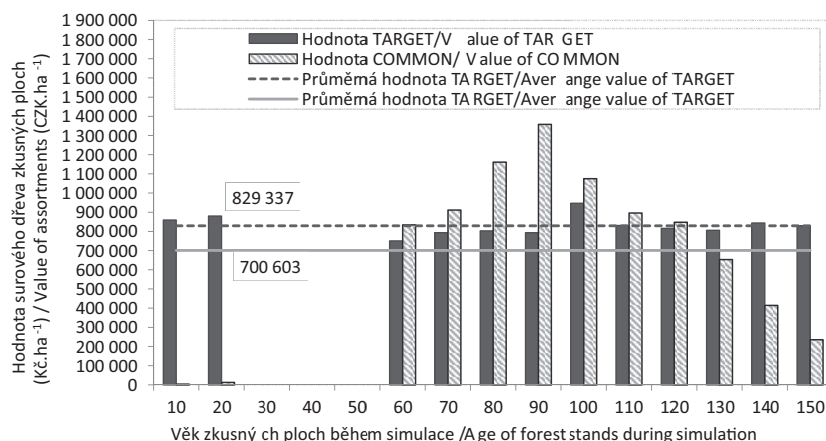


Obr. 4: Vývoj hodnoty indexu diverzity (Plocha 5) podle JAEHNE, DOHRENBUSH (1997)

Fig. 4: Development of the value of the stand diversity index (Plot 5) according to JAEHNE, DOHRENBUSH (1997)

V rámci modelu COMMON se strukturní diverzita zvyšuje do fáze domýcení kulis (Obr. 4). Poté se porost vrací k jednoetážové struktuře a index diverzity klesá na hodnoty uváděné pro rovnoměrnou výstavbu porostu. Smýcení mateřského porostu (v modelu COMMON) má tedy za následek i snižování jeho strukturní diverzity. V modelu TARGET je možné zaznamenat téměř vyrovnaný průběh křivky. Index diverzity po dosažení hodnot indikujících nerovnoměrnou výstavbu na těchto hodnotách zůstává bez výrazného poklesu k rovnoměrné výstavbě.

Výsledky ekonomické hodnoty produkovaného dřeva (Kč. ha⁻¹) jsou vedeny pro všech 8 ploch v Obr. 5. V rámci modelu COMMON, který dosáhl věku 150 let, automaticky přešel na věk 0, v následující periodě byl již zapsán s věkem 10 let. Hodnoty ve věku 150 let jsou uvedeny před samotným domýcením porostu. V rámci modelu TARGET porost domýcen nebyl, takže s pokračujícím vývojem porostu byl věk 160 let a dále nahrazen novou časovou řadou. Hodnoty produkovaného dřeva tedy v obou případech přešly do počátku řady. S ohledem na věk nejstaršího porostu (106 let) nebylo možné dosimulovat hodnoty pro věk 30, 40 a 50 let. Rozdíl průměrné hodnoty zpeněžení sortimentů mezi modely COMMON a TARGET činí 129 000 Kč na ha. Pokud bychom počítali s exponenciálním klesáním křivky ve věku 30–50 let, mohl by se tento rozdíl ještě více zvětšit. Na srovnatelný vý-



Obr. 5: Ekonomické zhodnocení sortimentů mezi modely COMMON a TARGET v závislosti na věku

Fig. 5: Economical evaluation of assortments within COMMON and TARGET models depending on age

sledek v dlouhodobém časovém horizontu poukazují DAVIES, KERR (2011) při porovnání hospodaření mezi managementem CCF a běžným způsobem hospodaření (holoseč a umělá obnova).

ZÁVĚR

Potenciál pro využití pěstování strukturně bohatých lesů v zájmové oblasti (Bílé Karpaty – Česká republika) je velmi dobrý. Model cílových stromů a tloušťek vykazuje konstantní zásobu porostů v čase a celkovou vyšší hodnotu porostů (z hlediska zpeněžení sortimentů). Kromě možností vytvoření bohatšího lesa po stránce druhové, věkové, tloušťkové i výškové s trvalým krytem půdy přináší tento model i vyšší hodnotu porostů, v průměru o 129 000 Kč na ha. Hlavním doporučením pro praxi je udělat rozhodující krok a pěstovat lesy jako strukturně bohaté. V tomto případě je třeba začít v porostech ve věku do 60 let prováděním strukturálních probírek s cílem diferencovat porosty, a to především tloušťkově a výškově. V pozdějším věku (nad 60 let) záleží zejména na tloušťkové skladbě porostu. Pokud však tyto porosty trpí deficitem dorostu, je vhodnější zvolit volbu skupinovitého strukturování porostu. Podsadbami se mohou druhově diferencovat porosty, se kterými se pak bude lépe pracovat v kontextu vyšší strukturní bohatosti a trvalé udržitelnosti. Pokud je porost diferencovaný s dostatkem dorostu, lze tyto porosty převádět na strukturně bohaté až skupinovité výběrné.

Na základě zjištěných výsledků z provedených simulací vyplývá, že varianta managementu lesů s bohatší strukturou porostů může být nejen ekonomicky výhodnější, ale lze předpokládat i vyšší potenciál plnění mimoprodukčních funkcí.

LITERATURA

- ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD 2019. Indexy cen v lesnictví (surové dříví) – 4. čtvrtletí 2018 [online; cit. 2019-04-02]. Dostupné na: <https://www.czso.cz/csu/czso/indexy-cen-v-lesnictvi-surove-drivi-4-ctvrtleti-2018>
- DAVIES O., KERR G. 2011. The costs and revenues of transformation to continuous cover forestry. Report to the Forestry Commission by Forest Research. The Research Agency of the Forestry Commission: 63 s.
- FABRIKA M., ADAMEC Z. 2015. Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA: popis modelu a použití v příkladech. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 161 s.
- HELLIWELL D.R. 1997. Dauerwald. Forestry: An International Journal of Forest Research, 70, 4: 375–379.
- JAEHNE S., DOHRENBUSH A. 1997. Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandsdiversität. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 116: 333–345.
- JAWORSKI A., KOŁODZIEJ Z. 2004. Beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of a selection structure in the Bieszczady Mountains (southeastern Poland). Journal of Forest Science, 50, 7: 301–312.
- KOLEKTIV 2017. Textová část LPH LHC Javorník, Lesprojekt Brno, a.s.
- LEIBUNDGUT H. 1946. Femelschlag und Plenterung. Beitrag zur Festlegung waldbaulicher Begriffe. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 97: 306–317.
- NEUMAN M., STARLINGER F. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. Forest Ecology and Management, 145: 91–106.
- O'HARA K.L., HASENAUER H., KINDERMANN G. 2007. Sustainability in multi-aged stands: an analysis of long-term plenter systems. Forestry, 80, 2: 163–181.
- PATRONE G. 1944. Lezioni di assestamento forestale. Firenze, Mariano Ricci: 294 s. (in Italian).
- PUKKALA T. 2016. Plenterwald, Dauerwald, or clearcut? Forest Policy and Economics, 62: 125–134.
- REININGER H. 2000. Das Plenterprinzip oder die Überführung des Altersklassenwaldes. Graz-Stuttgart, Leopold Stocker Verlag: 238 s.
- QUITT E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Praha, Academia: 73 s.
- SCHABEL H.G., PALMER S.L. 1999. The Dauerwald: its role in the restoration of natural forests. Journal of Forestry, 97, 11: 20–25.
- SCHÜTZ J.P. 1997. Sylviculture 2: La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes: 178 s.
- SCHÜTZ J.P. 2006. Modelling the demographic sustainability of pure beech plenter forests in Eastern Germany. Annals of Forest Science, 63: 93–100.
- SCHÜTZ J.P., POMMERENING A. 2013. Can Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) sustainably grow in complex forest structures? Forest Ecology and Management, 303: 175–183.
- SMITH, D.M., HAWLEY R.C. 1986. The practice of silviculture. 8th ed. New York, Wiley: 527 s.

MORPHOLOGICAL CHARACTERISTICS OF EUROPEAN CHESTNUT (*CASTANEA SATIVA* MILL.) NUTS – CASE STUDY OF MODRÝ KAMEŇ REGION

MORFOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY PLODOV GAŘTANA JEDLÉHO (*CASTANEA SATIVA* MILL.) – PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA Z REGIÓNU MODRÝ KAMEŇ

MICHAL PÁŠTOR^{1,2*}, JAROSLAV JANKOVIČ¹, JURAJ MODRANSKÝ²

¹National Forest Centre, Forest Research Institute, T. G. Masaryka 22, 960 01 Zvolen, Slovakia

²Technical University in Zvolen, Faculty of Ecology and Environmental Sciences, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovakia

*corresponding author: pastor@nlcsk.org

ABSTRACT

The presented paper focuses on European chestnut (*Castanea sativa* Mill.), one of the most famous and oldest non-native tree species in Slovakia. The main aim of the study was to evaluate variability and basic morphological characteristics of chestnut nuts in the Modrý Kameň region. Biological material was obtained from the three largest chestnut localities in the cadastral areas of municipalities of Modrý Kameň, Plachtince and Pribelce. According to different length of stamens, the nuts of chestnut individuals were divided into different staminate types. Kruskal-Wallis test showed that nut size parameters (height, width, thickness) of chestnut individuals of the same staminate type were different in all localities. Therefore, it was found that the same staminate type does not guarantee the same nut size parameters. Average nut shape index in the Modrý Kameň region was 111.26. The prevalent shape of nuts was a transversely elliptical shape.

Keywords: *Castanea sativa*, size parameters, shape index, variability, Modrý Kameň region

ABSTRAKT

Predložený príspevok je zameraný na gařtan jedlý (*Castanea sativa* Mill.), jeden z najznámejších a najstarších nepôvodných druhov drevín na Slovensku. Hlavným cieľom štúdie bolo vyhodnotiť variabilitu a základné morfológické charakteristiky plodov gařtana v regióne Modrý Kameň. Biologický materiál bol získaný z troch najväčších lokalít výskytu gařtana v katastrálnych územiach obcí Modrý Kameň, Plachtince a Pribelce. Podľa rôznej dĺžky tyčínok sa plody jedincov gařtana rozdelili do rôznych tyčinkových typov. Kruskal-Wallisov test ukázal, že veľkostné parametre plodov (výška, šírka, hrúbka) jedincov gařtana rovnakého tyčinkového typu boli na všetkých lokalitách odlišné. Zistilo sa teda, že rovnaký tyčinkový typ nezaručuje rovnaké veľkostné parametre plodov. Priemerný tvarový index plodov v regióne Modrý Kameň bol 111,26. Prevládajúcim tvarom plodov bol priečne eliptický tvar.

Kľúčové slová: *Castanea sativa*, veľkostné parametre, tvarový index, variabilita, región Modrý Kameň

INTRODUCTION

European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) is a significant cultural woody plant and multipurpose species that is cultivated for timber, nuts, tannin and contributes positively to the forestry landscape (PEREIRA-LORENZO et al. 2009).

In Slovakia, chestnut is non-native tree species, which occurs mainly in areas with warmer climate. The hills of southern and southwestern Slovakia are therefore ideal territories for this tree (BOLVANSKÝ et al. 2008). Chestnut is here as an important fruit tree in orchards, but also it successfully grows in forests as an ameliorative and melliferous tree species (JUHÁSOVÁ et al. 2012). Modrý Kameň region represents one of the largest areas of chestnut occurrence in Slovakia, which is situated in the south part of central Slovakia. The main localities of its occurrence here are Modrý Kameň, Plachtince and Príbelce (BENČAĽ 1960).

Old chestnut orchards with trees more than a hundred years old come mostly from local sources and seeds or grafts from selected trees in local chestnut stands were used (BOLVANSKÝ 2012). This is also the case of the Modrý Kameň region, where the vast majority of chestnuts are old-grown trees of seed origin. The specific location of the Modrý Kameň region on the border of the Krupinská plateau and the Ipel'ská basin, different microclimatic conditions and especially long-term cultivation resulted in a high variability of chestnut within a relatively small area.

The main aim of the presented paper is to evaluate morphological characteristics of chestnut nuts based on the intraspecific variability of nut size parameters and shape index in the Modrý Kameň region.

MATERIAL AND METHODS

Biological material was obtained in the three largest localities of the chestnut occurrence in the Modrý Kameň region, namely in the cadastral areas of the municipalities of Modrý Kameň, Plachtince and Príbelce. The studied region belongs to the climatic subregion T4 (warm, moderately dry with mild winters). The average annual rainfall is 600–700 mm and the average annual air temperature is 8–9 °C. The warmest month is July, with an average temperature of 18–20 °C and the coldest month is January, with an average temperature of 2–3 °C (LAPIN et al. 2002). The geological base is formed of neogenic volcanics, pyroxenic and corniferous-pyroxenic andesites. Soils in this region are classified as modal and cultivated, saturated to acid cambisols (SAŽP 2002). Chestnuts are predominantly spread in a hilly terrain, on the slopes with western, south and eastern exposure and the elevation of 250–500 m a. s. l. The estimated number of trees growing in this region is 1 500–2 000 (BENČAĽ 1960). Based on the knowledge of individual staminate types of male flowers, chestnut individuals were divided into several groups (staminate types). According to ĎURIŠ (1996), individual staminate types of male flowers were determined on the basis of different stamens lengths into: a) brachystaminate (up to 2 mm), b) mesostaminate (2–4 mm), c) longistaminate long (4–6 mm) and d) longistaminate short, where the density and length of stamens is approximately the same as the longistaminate long type, but the length of the whole catkin (male flower) is shorter ca. by half.

Nuts picking was done during nut-bearing period in the investigated area from September 22 to 28, 2012. By random selection, 30 pieces of nuts were taken from each stamen type at the respective locality. For each piece of nuts, the height, width and thickness of nut was measured by a slide rule to the nearest 0.1 mm and so-called shape index according to BOLVANSKÝ et al. (2008) was calculated. Shape index: narrowly triangular < 90, triangular 91–110, spherical 100 (+/-1), transversely elliptical 111–120, transversely wide elliptical > 121. The software STATISTICA 6.0 was used for the statistical analysis and the subsequent visualization of data.

RESULTS AND DISCUSSION

Comparison of size parameters of nuts at individual localities

Table 1 shows the average size parameters of nuts (height, width, thickness) from specimens of chestnut trees at Modrý Kameň, Plachtince and Príbelce localities. In this case, specimens were also divided into the following staminate types: a) brachystaminate (B), b) mesostaminate (M), c) longistaminate (L) and d) longistaminate short (Ls). H0 (zero hypothesis) before testing was that the size parameters of nuts from specimens of the same staminate type are the same at all localities.

Fig. 1a-1c show with the aid of the box plots the size parameters of nuts (height, width, thickness) of the brachystaminate (B) stamen type. The standard deviation, the minimum and maximum value of nut size parameters at individual localities are also shown.

The greatest average nuts height (2.46 cm) of the brachystaminate stamen type was measured at the Modrý Kameň locality (Fig. 1a). At the Plachtince locality, the average nuts height was 2.06 cm and at Príbelce 2.23 cm. The maximal nut height (2.72 cm) was measured in Modrý Kameň. The minimal nut height (1.5 cm) was also measured in Modrý Kameň. The greatest average nut width (2.52 cm) was measured in Plachtince (Fig. 1b). The average nuts width was only one millimetre less (2.51 cm) in Modrý Kameň. In Príbelce, the average width was 2.25 cm. The maximal nut width (2.84 cm) was measured in Modrý Kameň and the minimal nut width (2.03 cm) was measured in Plachtince. When comparing the thickness of nuts (Fig. 1c), the order of average thicknesses at individual locations was the same as in the width of nuts. The first place in nuts thickness belongs to Plachtince with a value of 1.79 cm. The second position belongs to Modrý Kameň (1.39 cm) and the last position to Príbelce, with an average thickness of the brachystaminate nuts at 1.26 cm. The maximal nut thickness (2.37 cm) was measured in Modrý Kameň and the minimal nut thickness (0.9 cm) was measured in Príbelce.

Fig. 2a-2c show the average size parameters of nuts (height, width, thickness) of the mesostaminate (M) stamen type. The standard deviation, the minimum and maximum value of nut size parameters at individual localities are also shown.

The mesostaminate stamen type (Fig. 2a) displayed the greatest average nuts height at the Príbelce locality (2.73 cm). At the Modrý Kameň locality, the average nuts height was 2.55 cm and in Plachtince 2.24 cm. The maximal nut height (3.1 cm) was measured in Príbelce. The minimal nut height (2.04 cm) was measured in Pla-

Table 1: Average size parameters of nuts at individual localities arranged according to staminate types

Tab. 1: Priemerné veľkostné parametre plodov na jednotlivých lokalitách podľa tyčinkových typov

Staminate type	Parameters of nuts	Localities			Test Kruskal-Wallis p
		Modrý Kameň Mean ± SD	Plachtince Mean ± SD	Príbelce Mean ± SD	
Brachystaminate	Height [cm]	2.46 ± 0.20	2.06 ± 0.11	2.23 ± 0.11	0.00
	Width [cm]	2.51 ± 0.15	2.52 ± 0.16	2.25 ± 0.13	0.00
	Thickness [cm]	1.39 ± 0.23	1.79 ± 0.19	1.26 ± 0.13	0.00
Mesostaminate	Height [cm]	2.55 ± 0.12	2.24 ± 0.12	2.73 ± 0.14	0.00
	Width [cm]	2.88 ± 0.12	2.62 ± 0.20	3.10 ± 0.15	0.00
	Thickness [cm]	1.69 ± 0.15	1.67 ± 0.22	1.84 ± 0.19	0.00
Longistaminate	Height [cm]	2.52 ± 0.10	2.87 ± 0.27	2.91 ± 0.16	0.00
	Width [cm]	2.74 ± 0.16	2.89 ± 0.19	3.34 ± 0.20	0.00
	Thickness [cm]	1.58 ± 0.16	1.66 ± 0.21	2.22 ± 0.26	0.00
Longistaminate short	Height [cm]	2.61 ± 0.26	1.80 ± 0.16	2.63 ± 0.15	0.00
	Width [cm]	2.92 ± 0.39	2.06 ± 0.14	2.94 ± 0.28	0.00
	Thickness [cm]	2.03 ± 0.25	1.33 ± 0.20	1.88 ± 0.28	0.00

Notes: SO – standard deviation; $p < 0.05$ – statistically significant difference

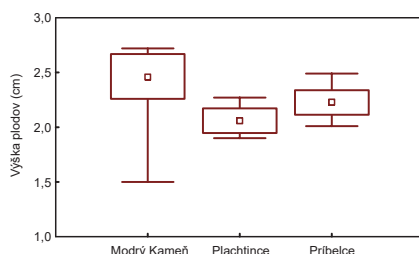


Fig. 1a: Height of nuts (B)

Obr. 1a: Výška plodov

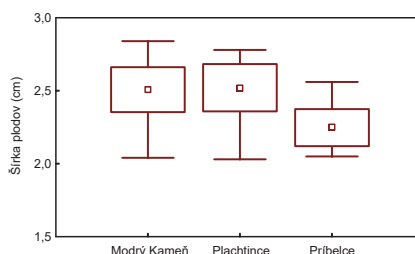
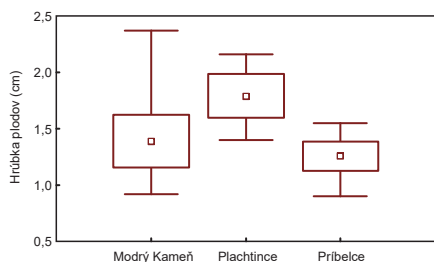


Fig. 1b: Width of nuts (B)

Obr. 1b: Šírka plodov



□ Mean
□ ±SD
— Min-Max

Fig. 1c: Thickness of nuts (B)

Obr. 1c: Hrúbka plodov

chtnce. When comparing the width of nuts (Fig. 2b), the order of average widths at individual localities was the same as in the height of nuts. The first position in nuts width belongs to Příbelce with a value of 3.1 cm. The second position belongs to Modrý Kameň (2.88 cm) and the last to Plachtince, where the average nuts wid-

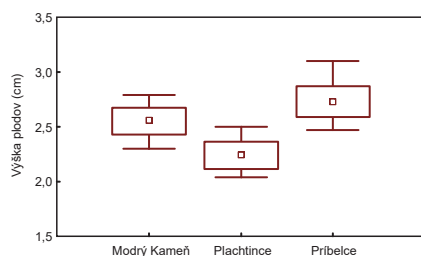


Fig. 2a: Height of nuts (M)

Obr. 2a: Výška plodov

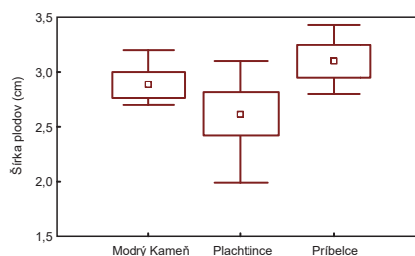
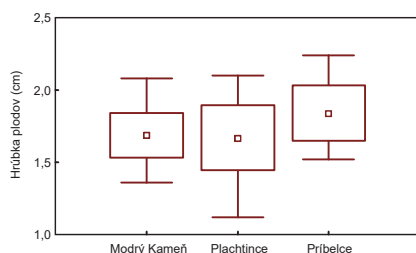


Fig. 2b: Width of nuts (M)

Obr. 2b: Šírka plodov



□ Mean

□ ±SD

— Min-Max

Fig. 2c: Thickness of nuts (M)

Obr. 2c: Hrúbka plodov

th was 2.62 cm. The maximal nut width (3.43 cm) was measured in Příbelce and the minimal nut width (1.99 cm) was measured in Plachtince. The greatest average nuts thickness (1.84 cm) was measured in Příbelce (Fig. 2c). The average nuts thickness in Modrý Kameň was 1.69 cm. Nuts thickness of only 2 mm less was measured in Plachtince (1.67 cm). The maximal nut thickness (2.24 cm) was measured in Příbelce and the minimal nut thickness (1.12 cm) was measured in Plachtince.

Fig. 3a-3c show the average size parameters of nuts (height, width, thickness) of the longistaminate (L) stamen type. The standard deviation, the minimum and maximum value of nut size parameters at individual localities are also shown.

In this staminate type, all average nut size parameters (height, width, thickness) acquire a descending order of Příbelce – Plachtince – Modrý Kameň. The greatest average nuts height (2.91 cm) of the longistaminate stamen type was measured at the Příbelce locality (Fig. 3a). The slightly smaller average height was obtained in Plachtince (2.87 cm). At Modrý Kameň locality average height was 2.52 cm. The maximal nuts height (3.22 cm) was measured at Plachtince locality and minimal nuts height (2 cm) was obtained in Plachtince too. The maximal average nuts width (3.34 cm) was obtained in Příbelce (Fig. 3b). At Plachtince locality average nuts width was 2.89 cm and in Modrý Kameň 2.74 cm. Maximal nut width (3.80 cm) was measured in Příbelce and minimal nut width (2.29 cm) was obtained in Plachtince. The greatest average nuts thickness was in Příbelce (2.22 cm), Fig. 3c. In Plachtince (1.66 cm) and at the last locality in Modrý Kameň average nuts thickness was 1.58 cm. Maximal nut thickness (2.78 cm) was measured in Příbelce and minimal nut thickness (1.26 cm) was obtained in Plachtince.

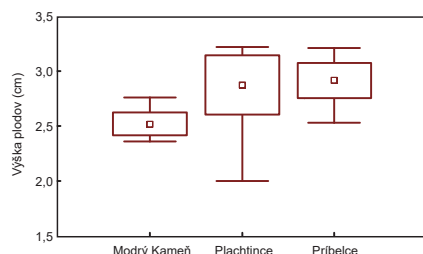


Fig. 3a: Height of nuts (M)

Obr. 3a: Výška plodov

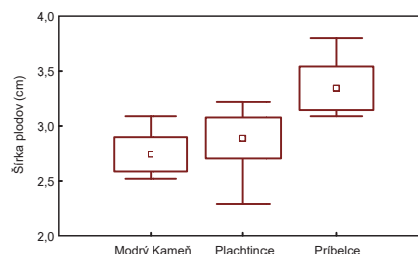


Fig. 3b: Width of nuts (M)

Obr. 3b: Šírka plodov

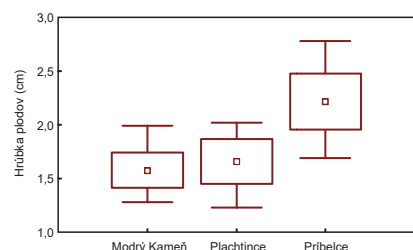


Fig. 3c: Thickness of nuts (M)

Obr. 3c: Hrúbka plodov

Fig. 4a-4c show with the aid of box plots the size parameters of nuts (height, width, thickness) of the longistaminate short (Ls) stamen type. The standard deviation, the minimum and maximum value of nut size parameters at individual localities are also shown.

For longistaminate short stamen type (Fig. 4a) the greatest average nuts height was measured in Příbelce (2.63 cm). In Modrý Kameň average nuts height was 2.61 cm and in Plachtince 1.80 cm. Maximal nut height (2.98 cm) was measured in Modrý Kameň. Minimal nut height (1.19 cm) was obtained in Plachtince. When comparing nuts width (Fig. 4b), the order of the average widths of the individual locations was the same as at the height of the nuts. On the first position in the average nuts width, Příbelce were placed with a value 2.94 cm. On the second position Modrý Kameň (2.92 cm) was placed and Plachtince with average nuts width 2.06 cm was at the last position. Maximal nut width (3.86 cm) was measured in Modrý Kameň and minimal nut width (1.84 cm) was obtained in Plachtince. The greatest average nuts thickness (2.03 cm) was measured in Modrý Kameň (Fig. 4c). In Příbelce average nuts thickness was 1.88 cm and in Plachtince only 1.33 cm. Maximal nut thickness (2.48 cm) was measured in Modrý Kameň and minimal nut thickness (0.91 cm) was obtained in Plachtince.

Based on the statistical analysis of detailed interpreted findings, we have dismissed the zero hypothesis and accepted an alternative hypothesis which reads, “the size parameters of nuts (height, width, thickness) from specimens of the same staminate type were different at the localities of Modrý Kameň, Plachtince and Příbelce”. Kruskal–Wallis test showed a statistically significant difference at 5 % significance level, since the resultant p value was in all comparisons lower than the chosen significance level. Based on this finding, we have concluded that the chestnut tree (specimen) in spite of being of the same staminate type, have different size

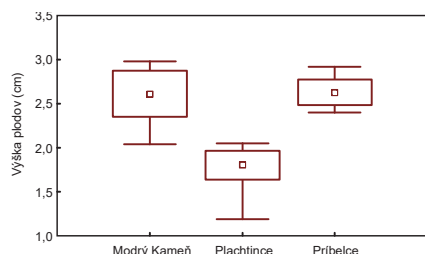


Fig. 4a: Height of nuts (Ls)
Obr. 4a: Výška plodov

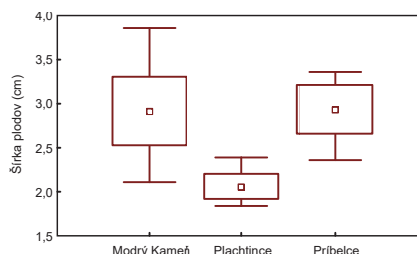
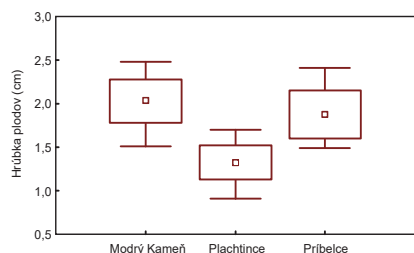


Fig. 4b: Width of nuts (Ls)
Obr. 4b: Šírka plodov



□ Mean
□ ±SD
— Min-Max

Fig. 4c: Thickness of nuts (Ls)
Obr. 4c: Hrúbka plodov

parameters of nuts. Simply stated, the same staminate type does not guarantee the same size parameters of nuts. Among other things, the results of this research also demonstrated that the size parameters of nuts (height, width, thickness) at one locality were statistically different between individual staminate types.

The authors MUJIĆ et al. (2010) compared the size parameters of nuts from 4 localities (Bužim, Bosanska Krupa, Cazin and Velika Kladuša) in Bosnia and Herzegovina, where chestnut grows in large forest stands. The average width of nuts was in the range of 2.36–2.68 cm, the average height was 2.11–2.47 cm. The values measured by us were very similar, and even higher in some localities. POLJAK et al. (2016) measured the nut size parameters of the traditional Croatian cultivar “Lovran Marron”. The average height of this cultivar was 2.85 cm, width 3.47 cm and thickness 2.14 cm. The nuts of this large-nutted cultivar exceeded the size of chestnut nuts from the Modrý Kameň region in all parameters.

The shape index and variability of nuts

Table 2 shows the average values of the shape index of nuts taken from specimens of chestnut trees at the localities of Modrý Kameň, Plachtince and Příbelce. Even in this case, the specimens were divided into the following staminate types: a) brachystaminate (B), b) mesostaminate (M), c) longistaminate (L) and d) longistaminate short (Ls).

In Table 2 it is shown that the average values of the shape index of nuts considerably varied not only between localities, but also within staminate types.

In the case of the brachystaminate stamen type, the shape index of nuts between localities brought the greatest differences. The average shape index showed values

Table 2: The average values of the shape index of nuts at individual localities
 Tab. 2: *Priemerné hodnoty tvarového indexu plodov na jednotlivých lokalitách*

Staminate type	Locality	Value of index	Shape of nuts
Brachystaminate	Modrý Kameň	102.24	trigonal
	Plachtince	122.55	transversely wide elliptical
	Príbelce	100.99	trigonal
Mesostaminate	Modrý Kameň	113	transversely elliptical
	Plachtince	117	transversely elliptical
	Príbelce	113.63	transversely elliptical
Longistaminate	Modrý Kameň	108.91	trigonal
	Plachtince	101.56	trigonal
	Príbelce	114.85	transversely elliptical
Longistaminate short	Modrý Kameň	113.32	transversely elliptical
	Plachtince	115.15	transversely elliptical
	Príbelce	111.87	transversely elliptical

from 100.99 in Príbelce up to 122.55 in Plachtince. The triangular shape of nuts predominated in this staminate type. The opposite case was the mesostaminate stamen type, where the average shape index of nuts showed much smaller differences between localities. It ranged from 113 in Modrý Kameň up to 117 in Plachtince. Transversely elliptical shape of nuts was markedly dominant. In the case of the longistaminate stamen type, the nuts had an average shape index from 101.56 in Plachtince up to 114.85 in Príbelce. The triangular shape of nuts predominated. The average shape index of nuts of the longistaminate short stamen type showed the smallest differences between locations, from 111.87 in Príbelce up to 115.87 in Plachtince. Similarly, as was the case with the mesostaminate stamen type, the transversely elliptical shape of nuts predominated here as well.

Not considering the affiliation of specimens to their staminate types, the variability in the shape of nuts also varied within individual localities. The greatest variability in the shape of nuts was observed in Plachtince, where the triangular, transversely elliptical as well as transversely wide elliptical shape was found. The average nut shape at this locality fell into the transversely elliptical category. Medium variability in the shape of nuts was found in Modrý Kameň, where an equal occurrence of the triangular and transversely elliptical shape was noted. The least balanced variability in the shape of nuts was in Príbelce. The transversely elliptical shape predominated.

The average shape index in Modrý Kameň, Plachtince, and Príbelce was 111.26. Therefore, the average nut shape from these localities fell into the transversely elliptical category. BENČAĽ, TOKÁR (1998) measured the average shape index of chestnut nuts in Slovakia with the value of 106. Another pair of authors BOLVAN-SKÝ, UŽÍK (2005) found out the average shape index at Modrý Kameň locality with value of 113.52. In our research, an average shape index at the same locality was calculated with a value of 109.37. The stated shape index values of other domestic

authors are therefore in the range with our results. The average values of the shape index in the Sinop region in Turkey were 111.1 (SERDAR 1999) and in the Samsun region 115.4 (SERDAR, SOYLU 1999). An average shape index of 116 was measured in southwestern Turkey in the Nazilli region (ERTAN 2007).

The nuts of the chestnut trees were characterized by a great variability not only in their shape, but in a few observed qualitative features as well. Primarily, the colour, the shine, hairiness of nuts are features that could not be overlooked.

CONCLUSIONS

In this paper, we focused on the evaluation of morphological variability and changeability of the size parameters in the Modrý Kameň region. Based on the executed research activities in the field, processing and evaluation of data and material from individual localities, we came to the following conclusions:

- a) the size parameters of nuts (height, width, thickness) from specimens of the same staminate type were different at the localities of Modrý Kameň, Plachtince and Príbelce
- b) in spite of being of the same staminate type, the chestnut tree (specimen) had different size parameters of nuts, therefore the same staminate type did not guarantee the same size parameters of nuts
- c) the average shape index of nuts at Modrý Kameň, Plachtince and Príbelce localities was 111.26. Therefore, the average shape of nuts from these localities fell into the transversely elliptical category

ACKNOWLEDGEMENTS

The paper was created thanks to the financial support of the following projects: APVV-17-0416 "Possibilities of utilization of selected introduced tree species from ecological and production view on forest and agricultural soils of Slovakia in changing climatic conditions" and the project "Research and development to support the competitiveness of Slovak forestry SLOV-LES", the project financed from the budget chapter of the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic.

REFERENCES

- BENČAĽ F. 1960. Rozšírenie gaštana jedlého (*Castanea sativa* Mill.) a jeho stanovištné podmienky na Slovensku. Bratislava, VEDA: 172 s.
- BENČAĽ F., TOKÁR F. 1998. Weight and shape of European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) fruits in Slovakia. Folia Oecologica, 24: 53–63.
- BOLVANSKÝ M., UŽÍK M. 2005. Morphometric variation and differentiation of European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) in Slovakia. Biológia, 60, 4: 423–429.
- BOLVANSKÝ M., BRINDZA J., TÓTH D., BACIGÁLOVÁ K., FERIANC P., KARELOVÁ E., HARICHOVÁ J., KAČÁNIOVÁ M., HORČIN V., MENDEL L., UŽÍK M. 2008. Gaštan jedlý (*Castanea sativa* Mill.): biológia, pestovanie a využívanie. Nitra, SPU: 169 s. ISBN 978-80-552-0076-7.

- BOLVANSKÝ M. 2012. Premenlivosť a dedičnosť vybraných morfológických znakov gaššana jedlého. In: Juhášová G. et al. Gaštan jedlý na Slovensku: perspektívy jeho ochrany a pestovania. Nitra, Garmond: 139–154.
- ĐURIŠ P. 1996. Rozšírenie a základná biologicko morfológická charakteristika kvetov a plodov (*Castanea sativa* Mill.) na vybraných lokalitách (Modrý Kameň, Stredné Plachtince a Príbelce). Diplomová práca. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 59 s.
- ERTAN E. 2007. Variability in leaf and fruit morphology and in fruit composition of chestnuts (*Castanea sativa* Mill.) in the Nazilli region of Turkey. Genetic Resource Crop Evolution, 54: 691–699.
- JUHÁSOVÁ G., ADAMČÍKOVÁ K., BOLVANSKÝ M., IVANOVÁ H., TOKÁR F., HRUBÍK P., KONÔPKOVÁ J., KOBZA M., ONDRUŠKOVÁ E., KUNOVÁ A., KOLLÁR J. 2012. Gaštan jedlý na Slovensku: perspektívy jeho ochrany a pestovania. Nitra, Garmond: 154 s. ISBN 978-80-89408-14-6.
- LAPIN M., FAŠKO P., MELO M., ŠŤASTNÝ P., TOMLAIN J. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky. Klimatické oblasti 1: 1000 000. Bratislava, Ministerstvo životného prostredia SR.
- MUJIĆ I., ALIBABIĆ A., ŽIVKOVIĆ J., JAHIĆ S., JOKIĆ S., PRGOMET Ž., TUZLAK Z. 2010. Morphological characteristics of chestnut *Castanea sativa* from the area Una-Sana Canton. Journal of Central European Agriculture, 11, 2: 185–190.
- PEREIRA-LORENZO S., DÍAZ-HERNÁNDEZ M.B., RAMOS-CABRER A.M. 2009. Following Chestnut Footprints (*Castanea* spp.) Cultivation and Culture, Folklore and History, Traditions and Uses (Sulle Orme del Castagno *Castanea* spp.). The 1st European Congress of Chestnut – Castanea 2009. October 13–16, 2009, Belgium. Scripta Horticulturae, 9: 135–142.
- POLJAK I., VAHČIĆ N., GAČIĆ M., IDŽOJTIĆ M. 2016. Morphological characterization and chemical composition of fruits of the traditional Croatian chestnut variety 'Lovran Marron'. Food Technology and Biotechnology, 54, 2: 189–199.
- SAŽP 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky [online]. Dostupné na: <http://geo.enviroportal.sk/atlassr/>.
- SERDAR Ü. 1999. Selection of chestnuts (*C. sativa* Mill.) in Sinop vicinity. Acta Horticulturae, 494: 327–332.
- SERDAR Ü., SOYLU A. 1999. Selection of chestnuts (*C. sativa* Mill.) in Samsun vicinity. Acta Horticulturae, 494: 333–338.

PRODUKCIA SPALNÉHO TEPLA BUKOVÝCH PORASTOV

CALORIFIC VALUE PRODUCTION OF BEECH STANDS

RUDOLF PETRÁŠ^{1*}, JULIAN MECKO¹, JÁN KUKLA², MARGITA KUKLOVÁ²

¹Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, T.G.Masaryka 22, Zvolen, rudolf.petras@nlesk.sk, ²Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, Zvolen

ABSTRACT

The production of calorific values in the above-ground biomass of beech stands was derived by recalculation from its volume production. Models of yield tables of beech stands, values of basic density and calorific values in biomass dry matter were used for this purpose. The energy use efficiency were also derived as the ratio of the annual accumulation of calorific values in tree biomass and global solar radiation in Slovakia during the months of May to September. Beech stands of 16-36 site index accumulate approximately 12,500 to 24,000 GJ.ha⁻¹ of calorific values during their lifetime. About 75% of the tree calorific value is wood, 12% bark and 13% small-wood.

Keywords: biomass, wood, bark, small-wood, energy use efficiency

ABSTRAKT

Odvodila sa produkcia spalného tepla v nadzemnej biomase bukových porastov prepočtom z jej objemovej produkcie. Použili sa k tomu modely rastových tabuliek bukových porastov, hodnoty konvenčnej hustoty a spalného tepla v sušine biomasy. Odvodili sa aj hodnoty efektívneho využívania energie slnečnej žiarenia ako pomer ročnej akumulácie spalného tepla v biomase stromov a globálneho slnečného žiarenia na Slovensku počas mesiacov máj až september. Bukové porasty bonít 16-36 akumulujú počas svojho života približne 12 500 až 24 000 GJ.ha⁻¹ spalného tepla. Približne 75 % spalného tepla stromov je v dreve, 12 % kôre a 13 % tenčine.

Kľúčové slová: biomasa, drevo, kôra, tenčina, efektívne využívanie energie

Úvod

Pri širšom sledovaní vplyvu lesov na klimatické zmeny, ale aj pri využívaní lesnej biomasy na energetické účely je nutné poznať nielen okamžitú kapacitu spalného tepla v biomase, ale aj celoživotnú tvorbu v lesných porastoch. Primárnym procesom v produkcii biomasy je všeobecne známa fotosyntetická asimilácia, pri ktorej sa z anorganických látok vytvárajú organické a zároveň sa v nich akumuluje aj slnečná energia. Akumulované množstvo energie je veľmi variabilné a závisí najmä od množstva biomasy, ktorú konkrétna drevina za určitý čas vyprodukuje. V lesníctve sa produkcia porastov vyjadruje najčastejšie v objemových jednotkách. Príkladom tu môžu byť najmä všeobecne známe rastové tabuľky, ktoré si-

mulujú produkciu lesných porastov v závislosti od ich veku a bonity (HALAJ, PETRÁŠ 1998). Rastové tabuľky obsahujú objem biomasy celých stromov, ale aj ich hlavných častí ako je kmeň, hrubina a tenčina stromu a samostatne aj ich drevo a kôra. Takéto delenie biomasy stromov je obvyklé a potrebné aj pre účely jej priemyselného spracovania. V súčasnosti však môže poslúžiť na jednoduchý prepočet objemu biomasy na jej hmotnosť a kapacitu spalného tepla. K tomu je potrebné poznať hustotu [kg.m^{-3}] biomasy, ale aj spalné teplo jej sušiny [J.g^{-1}].

Najnižšiu hustotu dreva majú mäkké listnaté dreviny, za ktorými nasledujú ihličnaté a tvrdé listnaté dreviny. POŽGAJ et al. (1997) udávajú napr. pre drevo smreka, jedle a topoľa 370 kg.m^{-3} , pre borovicu 440 kg.m^{-3} , pre buk 560 kg.m^{-3} a pre agát a hrab $600\text{--}650 \text{ kg.m}^{-3}$. KLAŠNJA, KOPITOVIC (1999) udávajú pre biomasu mladých stromov vrbu hustotu $377\text{--}402 \text{ kg.m}^{-3}$ a pre agát $576\text{--}580 \text{ kg.m}^{-3}$. TRENDLENBURG (1939) in Šmelko et al. (1992, p. 140) uvádza pre ihličnaté dreviny hustotu $370\text{--}470 \text{ kg.m}^{-3}$ a pre tvrdé listnaté dreviny $510\text{--}570 \text{ kg.m}^{-3}$. Podobné hodnoty uvádzajú aj KNIGGE, SCHULZ (1966) in Pretzsch (2009, p. 67). Pre topoľ 377 kg.m^{-3} , ihličnaté dreviny približne $380\text{--}490 \text{ kg.m}^{-3}$, tvrdé listnaté dreviny $520\text{--}560 \text{ kg.m}^{-3}$ a pre agát až 650 kg.m^{-3} . POŽGAJ et al. (1997), HUSCH et al. (2003) a PETRÁŠ et al. (2010, 2019a, 2020) uvádzajú, že hustota dreva sa mení nielen podľa drevín, ale aj podľa polohy na strome. V prípade prepočtov množstva biomasy z objemových na hmotnostné jednotky je potrebné poznať hustotu aj podľa jednotlivých komponentov. Konkrétne hustotu hrubého dreva, kôry a tenčiny. PETRÁŠ et al. (2010) zistili pre uvádzané frakcie biomasy dvoch topoľových klonov priemerné hustoty v rozpätí $350\text{--}470 \text{ kg.m}^{-3}$. V nadväznosti nato pokračoval výskumom hustoty biomasy smreka, borovice, jedle a smrekovca (PETRÁŠ et al. 2019a). Ich priemerná konvenčná hustota je v rozpätí $373\text{--}508 \text{ kg.m}^{-3}$ pre drevo, $333\text{--}551 \text{ kg.m}^{-3}$ pre kôru a $406\text{--}535 \text{ kg.m}^{-3}$ pre tenčinu. Podobný výskum pokračoval aj pre sedem listnatých drevín (PETRÁŠ et al. 2020). Ich hustota je vyššia, $439\text{--}647 \text{ kg.m}^{-3}$ pre drevo, $377\text{--}668 \text{ kg.m}^{-3}$ pre kôru a $493\text{--}653 \text{ kg.m}^{-3}$ pre tenčinu.

Stanovené bolo aj spalné teplo jednotlivých frakcií biomasy. ELLENBERG (1986, p. 331) in Pretzsch (2009, s. 90) zistil pre kmeňové drevo smreka hodnoty $20,36\text{--}20,79 \text{ MJ.kg}^{-1}$ a $20,34\text{--}21,14 \text{ MJ.kg}^{-1}$ pre konáre a korene s kôrou. Spalné teplo buka je $19,72\text{--}20,10 \text{ MJ.kg}^{-1}$ pre drevo kmeňa, konárov a koreňov a $20,78\text{--}23,13 \text{ MJ.kg}^{-1}$ pre kôru. KLAŠNJA, KOPITOVIC (1999) udávajú pre drevo vrbu spalné teplo $16,4\text{--}23,2 \text{ MJ.kg}^{-1}$ a pre agát $21,9\text{--}24,2 \text{ MJ.kg}^{-1}$. Hodnoty spalného tepla kôry sú u nich o $1,5\text{--}5,5 \text{ MJ.kg}^{-1}$ nižšie. OSZLÁNYI, BISKUPSKÝ (1979) stanovili spalné teplo pre drevo, kôru a listy hraba, javora poľného, duba zimného a duba cera v rozpätí $18,12\text{--}20,65 \text{ J.mg}^{-1}$. PETRÁŠ et al. (2013, 2019b, 2019c, 2021) stanovili pre topoľové klony priemerné hodnoty spalného tepla dreva $18\,430 \text{ J.g}^{-1}$, tenkej kôry $18\,029 \text{ J.g}^{-1}$ a hrubej kôry (borky) $17\,838 \text{ J.g}^{-1}$. Pre drevo, kôru a tenčinu borovice a smreka v rozpätí približne $20\,300\text{--}20\,800 \text{ J.g}^{-1}$ a pre buk, dub a hrab v rozpätí $17\,600\text{--}19\,700 \text{ J.g}^{-1}$. LARCHER (2003) udáva, že dreviny sú bohatšie na energiu ako byliny a všeobecne platí, že energetický obsah závisí priamoúmerne od obsahu uhlíka v substancii. Z rastlinných substancií majú najväčší energetický obsah lignin $26,4 \text{ kJ.g}^{-1}$, lipidy $38,9$ a terpeny až $46,9 \text{ kJ.g}^{-1}$.

Okrem obsahu spalného tepla je dôležité poznať aj schopnosť využívať globálnu slnečnú radiáciu drevinami, najmä vo vzťahu k iným spôsobom jej získavania. Je definovaná ako pomer akumulovanej energie v biomase stromov v poraste a globálnej slnečnej energie, ktorá dopadá na povrch tohto porastu. PRETZSCH (2009) použil pre Nemecko priemernú ročnú globálnu radiáciu $36\,000\text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Pre čistú drevnú produkciu smreka, buka, borovice a duba vypočítal koeficienty efektívneho využívania slnečnej energie v rozpätí 0,005–0,009, čo znamená, že na produkciu dreva sa z ročnej slnečnej radiácie využíva len 0,5–0,9 %. Energetickú efektívnosť akumulácie spalného tepla v biomase hodnotí aj LARCHER (2003). Vyjadruje ju v percentách ako pomer akumulovanej energie v nadzemnej biomase stromov porastu a slnečnej energie, ktorá dopadá v rovnakom čase na zemský povrch. Pre lesné porasty udáva limit 2 %, ale pre väčšinu drevín hodnoty pod 1 %. Cieľom práce je odvodiť produkciu spalného tepla v nadzemnej biomase (dreva, kôry a tenčiny) bukových porastov a posúdiť energetickú efektívnosť jej tvorby počas ich života.

MATERIÁL A METODIKA

Produkcia spalného tepla v nadzemnej biomase bukových porastov sa odvodila prepočtom z jej objemovej produkcie. Použili sa k tomu modely rastových tabuliek buka (HALAJ, PETRÁŠ 1998), hodnoty jeho konvenčnej hustoty (PETRÁŠ et al. 2020) a hodnoty spalného tepla sušiny (PETRÁŠ et al. 2021).

Rastové tabuľky sú v tvare matematických modelov a simulujú objem biomasy VB v $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ v závislosti od veku t a bonity porastu q :

$$VB[\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}]=f(t,q) \quad (1)$$

V rastových tabuľkách tvorí biomasu drevo, kôra a tenčina stromov a ich objemy sú vyjadrené pre porast združený, hlavný, podružný, celkovú produkciu, ale aj pre celkový bežný a celkový priemerný prírastok. Z modelových hodnôt konvenčnej hustoty KH [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$] a spalného tepla sušiny STS [$\text{J}\cdot\text{g}^{-1}$] sa vypočítal obsah spalného tepla v objemovej jednotke každej frakcie ST [$\text{GJ}\cdot\text{m}^{-3}$]:

$$ST[\text{GJ}\cdot\text{m}^{-3}]=KH[\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]\cdot STS[\text{J}\cdot\text{g}^{-1}]\cdot 10^{-6} \quad (2)$$

Produkcia spalného tepla celých porastov sa vypočítala dosadením priemerných hodnôt spalného tepla [$\text{GJ}\cdot\text{m}^{-3}$] do vzťahu (1). Výsledný model potom vyjadruje produkciu spalného tepla ST [$\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$] bukových porastov v závislosti od ich veku t a bonity q podľa vzťahu:

$$ST[\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}]=f(t,q) \quad (3)$$

Energetická efektívnosť akumulácie slnečnej energie počas života porastu sa vyjadřila pomerom akumulovanej energie v nadzemnej biomase stromov a slnečnej energie, ktorá dopadá v rovnakom čase na zemský povrch, resp. plochu porastu. Pre pomery Slovenska sa použila priemerná ročná globálna radiácia z Meteorologického observatória Geofyzikálneho ústavu Slovenskej akadémie vied v Mlyňanoch. Observatórium je v nadmorskej výške 195 m, zemepisnej šírke $\varphi=48^{\circ}19' N$ a zemepisnej dĺžke $\lambda=18^{\circ}20' E$. Podľa OSTROŽLÍKA (2003) je pre toto observatórium za roky 1970–2002 priemerné globálne žiarenie $436,212 \text{ kJ.cm}^{-2}.\text{rok}^{-1}$, čo je $43\,621,2 \text{ GJ.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$. Pri výpočte energetickej efektívnosti akumulácie slnečnej energie bukovými porastami sa uvažovalo nie s celoročným žiarením, ale len so žiarením v mesiacoch máj až september, ktoré tvorí 64,8 % z celoročného žiarenia.

Mesiac	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
%	2,5	4,3	7,6	10,6	13,9	14,8	14,7	12,8	8,6	5,7	2,6	1,9

VÝSLEDKY A DISKUSIA

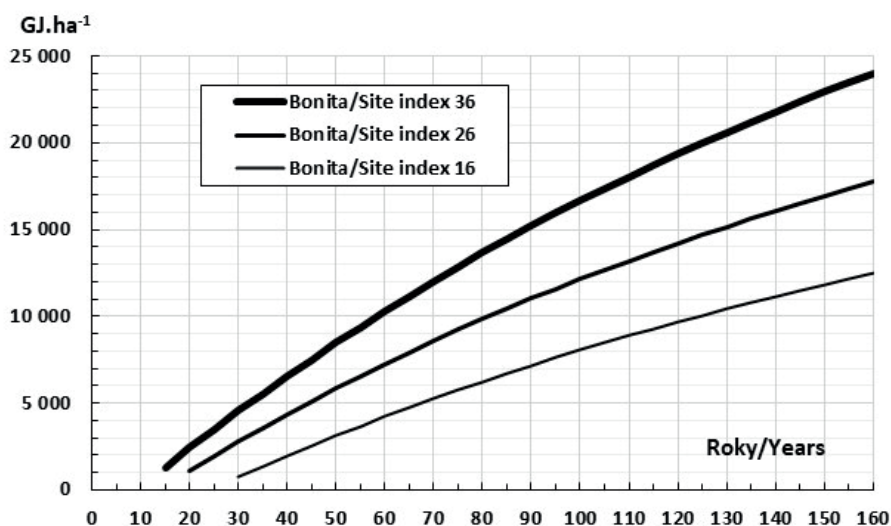
Buk má v 1 m^3 dreva 11,25 GJ, kôry 19,97 GJ a tenčiny 11,74 GJ spalného tepla (Tab. 1). Najvyšší obsah spalného tepla, takmer 20 GJ.m^{-3} je v kôre a súvisí s jej najvyššou hustotou 647 kg.m^{-3} . Drevo a tenčina majú približne $11\text{--}12 \text{ GJ.m}^{-3}$ čo je približne len 55–60 % z obsahu spalného tepla v kôre. Tieto poznatky sú významné najmä pri úvahách o priemyselnom využívaní bukovkej biomasy. Drevo má v 1 m^3 najmenej spalného tepla a aj z tohto dôvodu je účelné ho spracovávať doterajším mechanickým a chemickým spôsobom. Tenčina má oproti drevu vyššie spalné teplo len o $0,49 \text{ GJ.m}^{-3}$, ale kôra až o $8,72 \text{ GJ.m}^{-3}$. Efektívnosť jej energetického využívania znásobuje aj fakt, že náklady na jej výrobu, vrátane dopravy k miestu spotreby sa účtujú na položku priemyselné drevo. JAMNICKÁ et al. (2014) odvodila podobné hodnoty pre biomasu dvoch topoľových klonov. Najviac spalného tepla, 8,4 a $8,7 \text{ GJ.m}^{-3}$ má tenčina topoľov, potom drevo 7,3 a $7,8 \text{ GJ.m}^{-3}$ a najmenej 6,9 a $7,0 \text{ GJ.m}^{-3}$ má kôra. Všeobecne platí, že vyšší obsah spalného tepla v 1 m^3 tenčiny alebo kôry korešponduje pravdepodobne s vyšším zastúpením rastlinných substancií ako sú lignín, lipidy a terpeny (LARCHER 2003), ale aj s vyššou hustotou. Buková biomasa má v porovnaní s topoľovou vyšší obsah spalného tepla najmä kvôli vyššej konvenčnej hustote.

Objemová produkcia bukových porastov sa prepočítala na produkciu spalného tepla celej stromovej biomasy (spolu drevo, kôra, tenčina) podľa vzťahu (3), prostredníctvom matematických modelov rastových tabuliek (HALAJ, PETRÁŠ 1998) a hodnôt spalného tepla (GJ.m^{-3}) v tab. 1.

Celková produkcia spalného tepla (Obr. 1) sa s vekom porastu zvyšuje podľa rastových kriviek a je výrazne odstupňovaná podľa bonít porastov. Vo veku 160 rokov a bonity 16, 26 a 36 dosahuje spalné teplo hodnoty približne 12 500, 17 800 a $24\,000 \text{ GJ.ha}^{-1}$. V dospelých porastoch je to priemerne okolo $11,9\text{--}12,0 \text{ GJ}$ na 1 m^3 stromovej biomasy. V mladých porastoch sú priemerné hodnoty len o $0,5 \text{ GJ.m}^{-3}$ vyššie. V celom vekovom rozsahu porastov sú priemerné hodnoty na

Tab. 1: Konvenčná hustota a obsah spálneho tepla bukového dreva, kôry a tenčiny
Table 1: Basic density and calorific value content of beech wood, bark and small-wood

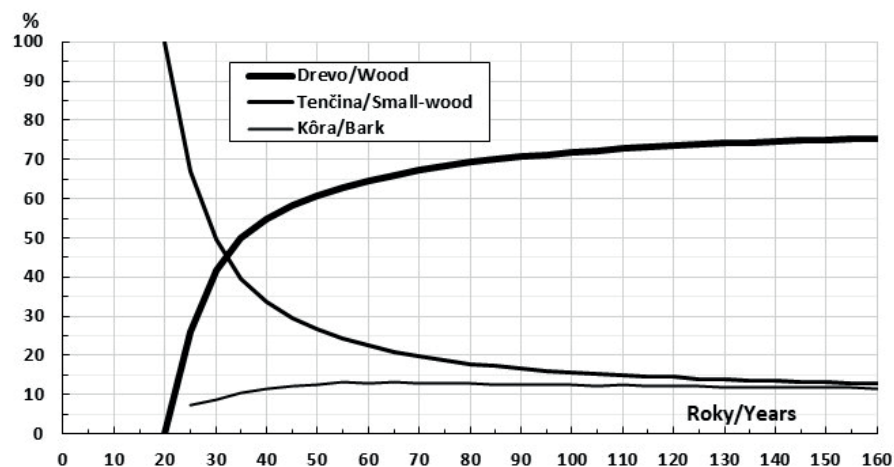
	Drevo	Kôra	Tenčina
	Wood	Bark	Small-wood
Konvenčná hustota/Basic density (kg.m^{-3})	575	647	592
Spalné teplo/Calorific value (J.g^{-1})	19558	18496	19835
Spalné teplo/Calorific value (GJ.m^{-3})	11,25	19,97	11,74



Obr.1: Celková produkcia spálneho tepla stromovej biomasy buka v závislosti od veku a bonity porastu

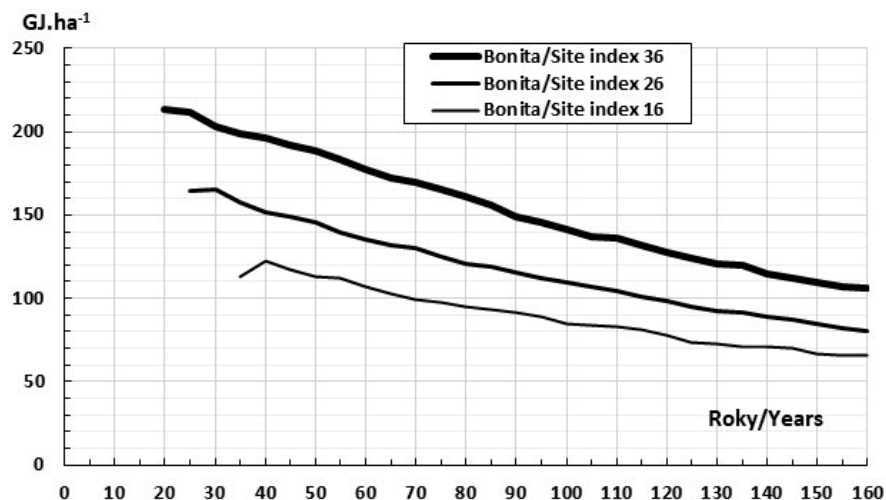
Fig. 1: The total calorific value production in tree biomass of beech dependent on stand age and the site index

1 m^3 vyššie pri nižších bonitách. Topoľové klony (JAMNICKÁ et al. 2014) majú hodnoty približne o 3,0–5,0 GJ na 1 m^3 nižšie. Spalné teplo sa akumuluje v jednotlivých frakciách biomasy rozdielne (Obr. 2). S vyšším vekom porastov sa jeho podiel zvyšuje v dreve, ale znižuje v kôre a najmä v tenčine. Pri priemernej bonite 26 a veku porastov 160 rokov sa uloží v dreve približne 75 %, v tenčine 13 % a v kôre 12 % zo spálneho tepla stromov. Celkové bežné prírastky spálneho tepla pre bonity 36–16 (Obr. 3) kulminujú približne vo veku 20–40 rokov s hodnotami približne 215–120 GJ.ha^{-1} . S vyšším vekom sa výrazne znižujú a vo veku 160 rokov sú už len v rozpätí hodnôt 106–66 GJ.ha^{-1} . Celkové priemerné prírastky, ktoré vyjadrujú aj priemernú ročnú produkciu spálneho tepla (Obr. 4), kulminujú pri bonitách 36–16 približne vo veku 65–115 rokov s hodnotami 172–80 GJ.ha^{-1} . Vo veku tejto kulminácie je potom účelné lesné porasty aj zrúbať. Vo vyššom, ale najmä v nižšom veku sa dosiahne už len nižšia priemerná ročná produkcia spal-



Obr. 2: Podiel spalného tepla v celkovej produkcii dreva, kôry a tenčiny bukového porastu bonity 26 v závislosti od jeho veku

Fig. 2: The proportion of calorific value in wood, bark and small-wood of biomass total production for beech at site index 26, dependent on stand age

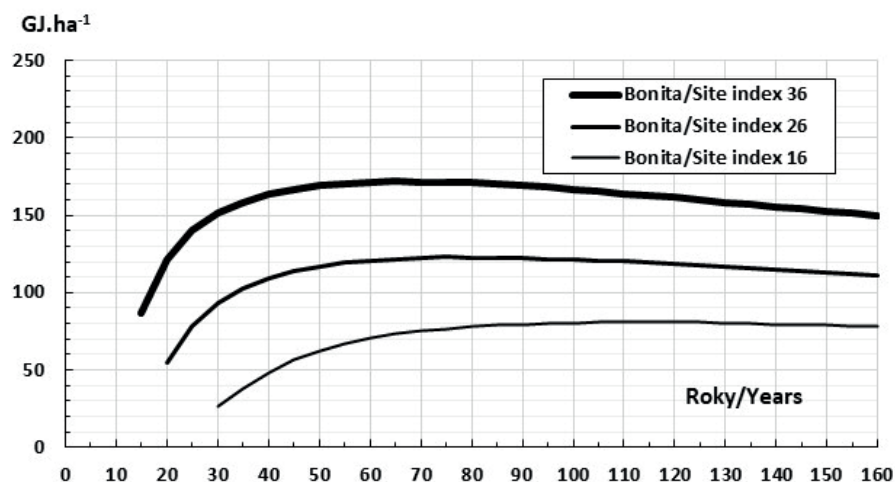


Obr. 3: Celkové bežné prírastky spalného tepla stromovej biomasy bukových porastov v závislosti od ich veku a bonity

Fig. 3: Total current annual increments in calorific value production in the tree biomass of beech dependent on stand age and the site index

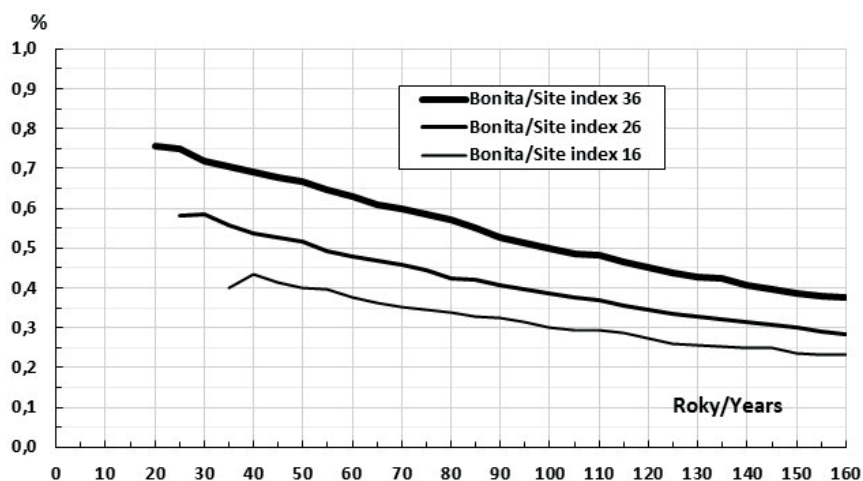
ného tepla.

Vývoj efektívnosti akumulácie energie slnečného žiarenia (Obr. 5) má vo vzťahu k veku a bonite porastov veľmi podobný tvar ako vývoj celkových bežných prírastkov spalného tepla. Najvyššie využitie globálneho žiarenia, približne 0,76 % dosahujú porasty najvyšších bonít vo veku približne 20 rokov. S nižšou bonitou



Obr. 4: Celkové priemerné prírastky spalného tepla stromovej biomasy bukových porastov v závislosti od ich veku a bonity

Fig. 4: Total mean increments in calorific value production in the tree biomass of beech dependent on stand age and the site index



Obr. 5: Efektívnosť akumulácie energie slnečného žiarenia v stromovej biomase bukových porastov v závislosti od ich veku a bonity

Fig. 5: The energy use efficiency in the production of calorific value in tree biomass of beech dependent on stand age and the site index

a vyšším vekom sa tieto hodnoty výrazne znižujú a v 160 rokoch dosahujú už len 0,23–0,38 %. JAMNICKÁ et al. (2014) odvodila pre produkciu topoľových klonov Robusta a I-214 akumuláciu slnečnej energie v rozsahu 0,4–1,6 %. PRETZSCH (2009) udáva pre smrek a borovicu v Nemecku hodnoty 0,8–0,9 % a pre listnaté dreviny menej, len 0,5–0,6 %, potrebné je ale zdôrazniť, že počítal s celoročným globálnym žiarením 36 000 GJ na hektár. V našom prípade sme uvažovali len so

žiarením počas mája až septembra, s hodnotou 28 267 GJ na 1 ha. Uvedený autor okrem toho uvažoval s ročnými prírastkami z národnej inventarizácie lesov, ale len pre hrubinu s kôrou (merchantable volume). Je pritom všeobecne známe, že objem celej nadzemnej stromovej biomasy je vyšší. Pri ihličnatých drevinách približne o 8–10 % a pri listnatých o 12–15 %. Podobné hodnoty pre efektívnosť akumulácie energie udáva aj LARCHER (2003). Pre lesné porasty udáva limit 2 %, ale pre väčšinu drevín len hodnoty pod 1 %. Nie je však známa podrobnejšia metodika ich odvodu. Pre exaktnejšie posúdenie efektívnosti akumulácie energie jednotlivými drevinami by bolo potrebné realizovať podrobnejšie výskumy, hlavne čo sa týka spalného tepla hlavných komponentov biomasy.

ZÁVER

V klimatickom pásme strednej Európy majú bukové porasty v 1 m³ biomasy približne 11–20 GJ fotosynteticky akumulovanej slnečnej energie vo forme spalného tepla. Najmenej je v dreve a tenčine a najviac v kôre. Porasty bonít 16–36 akumulujú za celý život do veku 160 rokov približne 12 500 až 24 000 GJ.ha⁻¹ slnečnej energie. Efektívnosť akumulácie slnečného žiarenia vo vyprodukovanej nadzemnej biomase je pomerne nízka, približne len 0,23–0,76 %. Najviac, približne 75 % je v dreve a po 12–13 % v kôre a tenčine. Najviac energie, približne 120–215 GJ.ha⁻¹. rok⁻¹ akumulujú porasty vo veku 20–40 rokov. S vyšším vekom porastu sa akumulácia tepla výraznejšie znižuje, vo veku 160 rokov až na polovicu.

POĎAKOVANIE

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-16-0344.

LITERATÚRA

- HALAJ J., PETRÁŠ R. 1998. Rastové tabuľky hlavných drevín. Bratislava, Slovak Academic Press: 325 s.
- HUSCH B., BEERS T.W., KERSHAW J.A. 2003. Forest Mensuration. New Jersey, John Wiley & Sons: 443 s.
- JAMNICKÁ G., PETRÁŠOVÁ V., PETRÁŠ R., MECKO J., OSZLÁNYI J. 2014. Energy production of poplar clones and their energy use efficiency. *iForest*, 7: 150–155.
- KLAŠNJA B., KOPITOVÍČ Š. 1999. Quality of wood of some willow and robinia clones as fuelwood. *Drevársky výskum*, 44, 2: 9–18.
- LARCHER W. 2003. Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups. 4th ed. Berlin, Springer: 513 s.
- OSTROŽLÍK M. 2003. Dlhodobé zmeny v príjme globálneho žiarenia v Mlyňanoch. In: Rožnovský J., Litschmann T. (eds.) Mikroklima porostů [elektronický zdroj]. Sborník ze semináře. Brno, 26.3.2003. Praha, Český hydrometeorologický ústav: 23–28.
- OSZLÁNYI J., BISKUPSKÝ V. 1979. Energetická hodnota nadzemnej biomasy drevín v dubovo-hrabovom lese. *Acta Ecologica*, 8, 20: 59–105.
- PETRÁŠ R., MECKO J., NEUSCHLOVÁ E. 2010. Density of basic components of above-ground biomass of poplar clones. *Wood Research*, 55, 4: 113–122.

- PETRÁŠ R., MECKO J., OSZLÁNYI J., PETRÁŠOVÁ V., JAMNICKÁ G. 2013. Landscape of Danube inland-delta and its potential of poplar bioenergy production. *Bio-mass and Bioenergy*, 55: 68–72.
- PETRÁŠ R., MECKO J., KRUPOVÁ D., SLAMKA M., PAŽITNÝ A. 2019a. Aboveground biomass basic density of softwoods tree species. *Wood Research*, 64, 2: 205–211.
- PETRÁŠ R., MECKO J., KUKLA J., KUKLOVÁ M. 2019b. Calorific value of basic fractions of above-ground biomass for scots pine. *Acta Regionalia et Environmentalica*, 16, 2: 34–37. DOI: 10.2478/aree-2019-0007.
- PETRÁŠ R., MECKO J., KUKLA J., KUKLOVÁ M. 2019c. Spalné teplo základných frakcií nadzemnej biomasy smreka (*Picea abies* L. Karst). *Zprávy lesnického výzkumu*, 64, 4: 224–230.
- PETRÁŠ R., MECKO J., KRUPOVÁ D., PAŽITNÝ A. 2020. Aboveground biomass basic density of hardwoods tree species. *Wood Research*, 65, 6: 1001–1012. DOI:10.37763/wr.1336-4561/65.6.10011012
- PETRÁŠ R., MECKO J., KUKLA J., KUKLOVÁ M. 2021. Spalné teplo hlavných frakcií nadzemnej biomasy buka (*Fagus sylvatica* L.), duba (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) a hraba (*Carpinus betulus* L.). *Zprávy lesnického výzkumu*, 66, 1: 49–54.
- PRETZSCH H. 2009. *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Berlin, Heidelberg, Springer: 664 s.
- POŽGAJ A., CHOVANEC D., KURJATKO S., BABIAK M. 1997. *Štruktúra a vlastnosti dreva*. Bratislava, Príroda: 485 s.
- ŠMELKO Š., WENK G., ANTANAITIS V. 1992. *Rast, štruktúra a produkcia lesa*. Bratislava, Príroda: 342 s.

POTENCIÁL VYUŽITÍ INTRODUKOVANÝCH DRUHŮ BOROVIC

POTENTIAL OF UTILISATION OF INTRODUCED PINE SPECIES

VILÉM PODRÁZSKÝ, ZDENĚK VACEK, JOSEF GALLO, STANISLAV VACEK,
STANISLAV NOVOTNÝ, JIŘÍ ZÁRUBA

Katedra pěstování lesů FLD ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbátka

ABSTRACT

Interest for use of introduced species is increasing in the last years, in correlation with large-scale forest decline, to this moment stands of Norway spruce and Scots pine. Introduced species including exotic pines can help solve this problem to some extent. Rare but representative stands of these species were analyzed in the two arboreta close to Kostelec nad Černými lesy and Sokolov towns. The species were: Pinus ponderosa, P. Jeffrey, P. nigra, P. sylvestris, P. contorta, P. strobus, P. peuce, and P. uncinata. Basic mensurational characteristics of trees and whole stands were determined: height, diameter of breast height, basic areas and standing volumes. Results confirmed, in comparison with P. sylvestris, interesting production potential of P. ponderosa, P. Jeffrey and P. nigra (Kostelec), P. sylvestris was the most productive species at second locality (Sokolov) followed by P. nigra.

Keywords: Pinus, introduction, production, middle Europe, climatic change

ABSTRAKT

Určitý zájem o introdukované dřeviny opět narůstá s postupujícím rozpadem monokultur, prozatím smrku ztepilého a také borovice lesní. V této souvislosti je nutno uvažovat i o využití jiných než domácích druhů tohoto rodu. Vzácné reprezentativní porosty exotických druhů borovic byly analyzovány ve dvou arboretech v blízkosti Kostece nad Černými lesy a Sokolova. Měřeny byly dřeviny: Pinus ponderosa, P. jeffreyi, P. nigra, P. sylvestris, P. strobus, P. contorta, P. peuce, na Sokolovsku ještě P. uncinata. Byly měřeny a stanoveny základní dendrometrické parametry stromů a porostů: výšky, výčetní tloušťky, výčetní kruhové základy a zásoby. Výsledky doložily ve srovnání s borovicí lesní zajímavý produkční potenciál b. těžké, Jeffreyovy a černé (Kostelec), na druhé lokalitě (Sokolov) byla jako nejproduktivnější vyhodnocena domácí borovice lesní a následně b. černá.

Klíčová slova: Pinus, introdukce, produkce, střední Evropa, klimatická změna

Úvod

Rod *Pinus* má celosvětově obrovský ekologický a ekonomický význam (BUSÍNSKÝ, VELEBIL 2011). S více než stovkou uznaných druhů je rod *Pinus* nejpočetnějším rodem jehličnanů a představuje často dominantní složku lesních ekosystémů v tropickém, temperátním, boreálním, nížinném až subalpínském pásu severní polokoule. Ekonomický význam borovic pramení z jejich použití jako zdroje dřeva, buničiny, pryskyřic aj. Fylogenetické vztahy borovice nejsou stále dosud zcela vyřešeny. Vymezení druhů představuje problémy při pokusu o identifikaci populací na úrovni druhů, jak je tomu v případě úzce souvisejících taxonů, například *Pinus sylvestris* a *P. nigra* (SCHOCH et al. 2004).

Podobně jako dosud nejsou dořešeny fylogenetické vztahy mnohých druhů či skupin borovic, tak též je minimum poznatků o struktuře, růstu a produkci porostů různých druhů borovic v podmínkách Evropy. Tyto chybějící poznatky jsou relevantní v současných podmínkách klimatických extrémů a hynutí porostů domácích dřevin. Pouze v České republice v roce 2019 dosáhly ztráty v lesnickém sektoru 1,12 mld. EUR (TOTH et al. 2020). Roli také hraje měnící se režim srážek ve střední Evropě, zejména větší podíl a význam srážek zimních, což odpovídá řadě přirozených stanovišť s dominancí druhů rodu *Pinus*. Vzhledem k tomu by tak některé jeho druhy mohly představovat perspektivní alternativní dřeviny pro využití v lesním hospodářství České republiky (ČÁP et al. 2018; NOVOTNÝ et al. 2017).

Z těchto důvodů byl zhodnocen produkční potenciál 8 euroasijských a amerických druhů borovic v podmínkách konkrétních reprezentativních stanovišť: střední Čechy – arboretum v Kostelci nad Černými lesy a Sokolovsko – arboretum Antonín. Z hlediska provozní praxe je významné zhodnotit prosperitu a růst výsadeb a transfer znalostí na srovnatelná stanoviště i v těchto velmi omezených podmínkách vzácných výsadeb.

MATERIÁL A METODIKA

Arboretum FLD Kostelec: nachází se 3 km severně od Kostelce nad Černými lesy v nadmořské výšce 300 až 345 m. Geologické podloží je permský a křídový pískovec s výskytem oligotrofních modálních kambizemí. Stanoviště je určeno jako soubor lesních typů (SLT) 2K s vysychavou J polohou. Jedná se o vhodné modelové území pro výzkum různých druhů borovic. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8,1 °C a průměrný roční úhrn srážek je 663 mm (stanice Truba). Věk výsadeb na jaře 2020 byl 35 let (PODRÁZSKÝ et al. 2020).

Arboretum Antonín Sokolov: založeno v letech 1969–1974 na hnědouhelné výsypce Antonín u Sokolova, kde byly technické úpravy ukončeny v období 1971–1972, s následnou lesnickou rekultivací, celková plocha je 165 ha. Nejvyšší nadmořská výška arboreta Antonín je 444 m, převýšení vzhledem k okolnímu terénu představuje 48 m (DIMITROVSKÝ 2001). Substrátem jsou jíly cyprisové a vulkanodetritické série, včetně tzv. porcelanitů (erdbrantů), determinující iniciální stádia tvorby půd. Průměrná roční teplota je 7,3 °C, průměrné roční srážky dosahují 611 mm (stanice Sokolov). Věk porostů v roce sledování je 50 let.

Sledované druhy borovic zastoupené v arboretech jsou následující: b. těžká (*Pinus ponderosa* Douglas ex C. Hawson), b. Jeffreyova (*Pinus jeffreyi* Balf.), b. černá (*Pinus nigra* J.F. Arnold), b. lesní (*Pinus sylvestris* L.), b. vejmutovka (*Pinus strobus* L.), b. pokroucená (*Pinus contorta* Douglas), b. rumelská (*Pinus peuce* Grisb.) a b. blatka (*Pinus rotundata* Link).

Každá varianta byla hodnocena na ploše o velikosti 500 m² v Kostelci nebo 150 m² v Antonínu. U jednotlivých dřevin byla měřena jejich výška, výška nasazení zelené koruny, šířka koruny a výčetní tloušťka. Výčetní tloušťky stromového patra byly měřeny kovovou průměrkou Blue Mantax (Haglöf, Sweden) s přesností na 1 mm a výšky pomocí výškoměru laser Vertex (Haglöf, Sweden) s přesností na 0,1 m. Z naměřených dendrometrických údajů byly pro každý porost vypočteny porostní charakteristiky (SW SIBYLA Triquetra 10 FABRIKA, ĎURSKÝ 2005): průměrná výčetní tloušťka, střední porostní výška, hektarová zásoba porostu, hektarový počet stromů, hektarová výčetní kruhová základna, štíhlostní kvocient. Rozdíly mezi jednotlivými dřevinami z hlediska produkce a struktury byly testovány v programu STATISTICA 12 (StatSoft) pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) a následně Tukeyho HSD testu nebo Kruskal-Wallisova testu.

VÝSLEDKY A DISKUZE

V arboretu Kostelec byly nejvyšší hodnoty výčetní tloušťky, průměrné výšky, výčetní kruhové základny i zásoby doloženy u borovice těžké, zároveň zde byla nejnižší hodnota štíhlostního kvocientu. Vysoké hodnoty výčetní tloušťky i výšky byly dokumentovány i u vejmutovky, díky vysoké mortalitě však byly její porostní charakteristiky velmi nízké. Srovnatelné výše zásoby s borovicí lesní dosahovala na tomto stanovišti borovice Jeffreyova, a o něco nižší pak borovice černá. Ostatní druhy borovic (pokroucená, vejmutovka a rumelská) pak za domácí borovicí zaostávaly (Tab. 1).

Tab. 1: Porostní charakteristiky sledovaných porostů borovic ve fakultním arboretu Kostelec
Table 1: Stand characteristics of studied pine species in the faculty arboretum Kostelec

Dřevina Species	dbh (cm)	h (m)	G (m ² /ha ⁻¹)	V (m ³ /ha ⁻¹)	h/d HDR
<i>P. nigra</i>	21,7 ^{ab}	14,3 ^a	32,5	209	66
<i>P. sylvestris</i>	23,3 ^{ab}	16,2 ^b	29,9	218	70
<i>P. contorta</i>	23,8 ^{ab}	15,8 ^b	27,6	201	66
<i>P. ponderosa</i>	37,0 ^c	18,2 ^c	49,4	430	49
<i>P. strobus</i>	31,8^c	16,8^{bc}	14,2	112	53
<i>P. jeffreyi</i>	24,9 ^b	14,3 ^a	34,2	223	57
<i>P. peuce</i>	20,6 ^a	13,5 ^a	28,1	169	65

Na rekultivované výsypce arboreta Antonín se jako nejproduktivnější prokázala domácí borovice lesní. Na této lokalitě byla však porostům věnována minimální péče, řada druhů vykazovala značnou mortalitu v nepříznivých podmínkách

a část plochy byla dokonce postižena požárem (borovice těžká). Také iniciální spon je velkou otázkou, pohyboval se od hodnot 1×1 m po 4×4 m. Z ostatních druhů nejméně za domácím druhem zaostávala borovice černá. Na druhou stranu nejnižší produkční potenciál vykazovala borovice blatka a vejmutovka (Tab. 2).

Tab. 2: Porostní charakteristiky sledovaných porostů borovic v arboretu Antonín Sokolov
Table 2: Stand characteristics of studied pine species in the arboretum Antonín Sokolov

Dřevina <i>Species</i>	dbh (cm)	h (m)	G (m ² /ha ⁻¹)	V (m ³ /ha ⁻¹)	h/d HDR
<i>P. rotundata</i>	9,8 ^a	11,4 ^a	32,2	117	116
<i>P. nigra</i>	14,5 ^b	15,1 ^b	45,4	298	104
<i>P. sylvestris</i>	17,3^{bc}	18,7^c	46,6	396	108
<i>P. contorta</i>	19,9^c	13,9 ^{ab}	20,5	134	70
<i>P. ponderosa</i>	14,8 ^b	10,5 ^a	35,9	183	71
<i>P. strobus</i>	15,3 ^b	11,9 ^a	17,4	103	78

dbh – výčetní tloušťka, h – střední výška, h/d – štíhlostní kvocient, G – kruhová výčetní základna, V – zásoba porostu; statisticky významné rozdíly ($p < 0,05$) a nejvyšší hodnoty jsou vyznačeny tučným písmem

dbh – mean quadratic diameter at breast height, h – mean height, h/d – height to diameter ratio (slenderness ratio), G – basal area, V – stand volume; statistically significant values ($p < 0.05$) for tree data and the highest values obtained for stand data are highlighted in bold

Výsledků podobných hodnocení není příliš mnoho, přestože introdukce druhů rodu *Pinus* na území Čech a Moravy začala již před více než 200 lety (BUSINSKÝ, VELEBIL 2011). Zpočátku byla hlavním důvodem možnost využití těchto druhů v zámeckých parcích (HIEKE 1984), později však převládlo hledisko hospodářské a snaha zvýšit výnosy lesů použitím vysoce produkčních cizích druhů. Výrazný nárůst aktivit spojených s introdukcí nastal zvláště na přelomu 19. a 20. století, kdy po delším suchém období postihla lesy řada kalamit (NOŽIČKA 1957). Z této doby jsou i nejstarší porosty či jejich fragmenty především amerických druhů borovic: borovice vejmutovky, borovice banksovky, místy i borovice tuhé, z evropských druhů pak především borovice černé a borovice rumelské (KAŇÁK 2004). Další období zvýšeného zájmu o introdukci vhodných druhů lesních dřevin bylo spojené především s problémy imisí v 70. až 90. letech 20. století a s obnovou dalších antropogenně postižených lokalit (WEGER 1999). Také v posledním desetiletí v souvislosti s globální klimatickou změnou je určitý zájem o introdukci perspektivních druhů borovic a jejich proveniencí (ČÁP et al. 2018). V posledním období je zvýšená pozornost věnovaná významu introdukovaných druhů borovic spojena nejen s odumíráním smrku, ale i porostů domácí borovice lesní. Řada druhů introdukovaných borovic pak v přirozených podmínkách roste na lokalitách, které se vyznačují pouze sezónní (zimní) nabídkou vláhy, borovice jsou pak obecně přizpůsobeny k překonání dlouhých období letního sucha.

Výrazným nedostatkem podobných studií je velmi obtížné zajištění kontinuity sledování a reprezentativnost pouze pro omezená území. Porosty byly v podob-

ných podmínkách zakládány sice podle dobových parametrů experimentálních výsadeb, ale ty v současných poměrech jen obtížně splňují podmínky náročnějšího statistického vyhodnocení. Je nutno zdůraznit, že technologická a formální úroveň výzkumných prací výrazně upořádá vlastní, faktická odborná sdělení. Přesto však tyto výsadby mohou sloužit jako zdroj cenných poznatků a inspirace pro další výzkum (BERAN 2018).

V případě arboreta Antonín byla dřevinou s jednoznačně nejpříznivějšími produkčními parametry domácí borovice lesní s ještě dostatečným štíhlostním kvociem. Za ní následovala s výrazně nižší porostní zásobou borovice černá a pak se značným odstupem další druhy. Nejnižší hodnoty vykazovala opět vejmutovka s vysokou mortalitou a špatným zdravotním stavem a velmi pomalu rostoucí blatka. Kromě charakteru extrémního stanoviště a v podstatě absenci pěstební péče hrály roli i další faktory. Právě u druhů rodu borovice, více než u jiných druhů dřevin, hraje zásadní roli také provenience. NOVOTNÝ et al. (2017) u borovice pokroucené uvádí ve stejném věku (34 let) nižší objem středního kmene v rozsahu 0,05–0,28 m³ v závislosti na provenienci.

Při introdukci je pak v každém případě třeba dodržovat řadu podmínek, aby nedocházelo k negativnímu ovlivňování domácích druhů a k poškozování ekosystémů, vyloučeny by pak měly být i druhy s prokázaným nebo prozatím i potenciálně možným invazivním chováním. Dalším důležitým aspektem výzkumu musí být schopnost uvedených dřevin tvořit směsi s dřevinami domácími. Tak bude možno na jedné straně maximalizovat benefity introdukce, na druhé straně zabránit negativním dopadům těchto aktivit.

ZÁVĚR

Získané výsledky sice nejsou výrazně reprezentativní, nicméně alespoň v případě lesních stanovišť (arboretum Kostelec) prokázaly značný produkční a stabilizační potenciál některých druhů borovic. Nedostatkem podobných výsadeb je poměrně malý rozsah a výrazně lokální význam. Rovněž provenience, s výjimkou provenienčních experimentů, nepředstavují reálný potenciál daných druhů a jsou často problematické. Přesto jsou podobné výsadby velice cenné zejména v souvislosti s předpokládanými, nebo i probíhajícími změnami klimatu. Pozornost si rozhodně zaslouhují druhy jako borovice černá, a to zejména budou-li i v budoucnu časté frekvence klimaticky (teplotně a vláhově) extrémních let, popřípadě borovice vejmutovka, s vědomím citlivosti ke rzi vejmutovkové a jejímu místy invazivnímu chování. Při rozsáhlejších a déletrvajících poškozování domácí borovice by bylo možné uvažovat o vhodných proveniencích borovice pokroucené, také borovice Jeffreyovy. Jistým překvapením byl růst a kvalita porostu borovice těžké a tento druh si rozhodně zaslouží zvýšenou pozornost lesnického výzkumu. I když základní trend i roční výkyvy počasí a podnebí jsou velkou neznámou, mohou některé druhy exotických borovic významně zvýšit stabilitu našich lesů.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu NAZV QK1920328.

LITERATURA

- BERAN F. 2018. Introdukované dřeviny v lesním hospodářství ČR – přehled. In: Vacek Z., Podrázský V. (eds.). Introdukované dřeviny jako součást českého lesnictví. Kostelec nad Černými lesy, 2018. Praha, ČLS: 7–16.
- BUSINSKÝ R., VELEBIL J. 2011. Borovice v České republice. Výsledky dlouhodobého hodnocení rodu *Pinus* L. v kultuře v České republice. Průhonice, VÚKOZ: 180 s.
- ČÁP J., NOVOTNÝ P., FULÍN M., DOSTÁL J., BERAN F. 2018. Evaluation of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loudon) on a provenance plot situated in a formerly air-polluted area of the Krušné hory Mts. at the age of 34 years. Journal of Forest Sciences, 64: 118–128.
- DIMITROVSKÝ K. 2001. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. 1. vyd. Sokolov, Sokolovská uhelná: 191 s.
- FABRIKA M., ĎURSKÝ J. 2005. Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. Journal of Forest Science, 51, 10: 431–445.
- HIEKE K. 1984. České zámecké parky a jejich dřeviny. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 464 s.
- HORA B. (ed.) 1980. The Oxford encyclopedia of trees of the world. Oxford, Oxford University Press: 288 s.
- KAŇÁK J. 2004. Možnosti a úskalí introdukce některých druhů rodu *Pinus*. In: Karas J., Kobliha J. (eds.). Perspektivy lesnické dendrologie a šlechtění lesních dřevin. Sborník z konference. Kostelec n. Č. lesy, 12.–13.5.2004. Praha, FLE ČZU: 76–84.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. 2020. Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines – case study and problem review. Journal of Forest Science, 66, 5: 197–207.
- NOVOTNÝ P., FULÍN M., DOSTÁL J., ČÁP J., FRÝDL J., LIŠKA J., KAŇÁK J. 2017. Růst proveniencí borovice pokroucené v podmínkách acidofilní doubravy v západních Čechách ve věku 34 let. Zprávy lesnického výzkumu, 62, 3: 197–207.
- NOŽIČKA J. 1957. Přehled vývoje našich lesů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 459 s.
- SCHOCH W., HELLER I., SCHWEINGRUBER F. H., KIENAST F. 2004. Wood anatomy of central European species [online; cit. 2021-06-02]. Dostupné na: <http://www.woodanatomy.ch>
- TOTH D., MAITAH M., MAITAH K., JAROLÍNOVÁ V. 2020. The impacts of calamity logging on the development of spruce wood prices in Czech forestry. Forests, 11(3): 283.
- VACEK Z., LINDA R., CUKOR J., VACEK S., ŠIMŮNEK V., GALLO J., VANČURA K. 2021. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), the suitable pioneer species for afforestation of reclamation sites? Forest Ecology and Management, 485: 118951.
- WEGER J. 1999. Šlechtění vybraných druhů allochtonních borovic pro zalesňování nepříznivých stanovišť. Acta Průhoniciana, 68: 87–102.

RŮST VÝMLADKŮ VE VYBRANÝCH PAŘEZINÁCH V NÁRODNÍM PARKU PODYJÍ

GROWTH OF SPROUTS IN SELECTED COPPICES IN PODYJÍ NATIONAL PARK

MICHAELA ŠIMKOVÁ, STANISLAV VACEK, ZDENĚK VACEK

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčková 129, 165 00 Praha 6 – Suchbátka, Česká republika

ABSTRACT

The paper deals with the production, growth and survival of sprouts in coppices in the Podyjí National Park with the aim of evaluating the success of the conversion of high forest to coppice forest and coppice-with-standards forest 7–8 years after the conversion. Four main tree species were observed – European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), field maple (*Acer campestre* L.) and summary small-leaved and large-leaved linden (*Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop.). The following parameters were compared: representation of tree species, number of stumps and sprouts, height and diameter of sprouts, dependence of the number of sprouts and their height on the diameter of the stump. Linden reached the highest values in almost all monitored parameters. On the contrary, hornbeam showed the highest mortality of stumps and sprouts. From the point of view of protection of the produced sprouts, it is recommended to fence the transferred areas, if possible, due to the high level of game browsing, especially in case of linden (68 %).

Keywords: coppice management, sprout production, resprouting, regeneration mortality, game damage

ABSTRAKT

Príspevok sa zaoberá produkciou, rastom a prežíváním výmladkov v pařezinách v Národním parku Podyjí s cieľom zhodnotenia úspešnosti prevodu lesa vysokého na pařeziny 7–8 let po prevodu. Sledované boli 4 hlavné dreviny: habr obecný (*Carpinus betulus* L.), dub zimný (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), javor babyka (*Acer campestre* L.) a souhrnně lípa srdčitá a velkolistá (*Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop.). Porovnávané byly následující parametry: zastoupení dřevin, počty pařezů a výmladků, výška a tloušťka výmladků, počet výmladků na pařez, závislost počtu výmladků a jejich výšky na tloušťce pařezu. Téměř ve všech sledovaných parametrech dosahovala lípa nejvyšších hodnot. Nejvyšší mortalitu pařezů a výmladků naopak vykazoval habr. Z hlediska ochrany vyprodukovaných výmladků je doporučeno převáděné plochy oplotit, pokud je to možné, a to kvůli vysoké míře okusu zvěří, zejména u lípy (68 %).

Klíčová slova: výmladkové hospodaření, produkce výmladků, zmlazování, mortalita obnovy, škody zvěří

Úvod

Tvar lesa nízkého a středního, tedy lesy obhospodařované tradičním způsobem – pařezemím, byly pro evropské lesy v teplejších oblastech běžné po staletí (KADAVÝ et al. 2011; SVÁTEK, MATULA 2015; UNRAU et al. 2018). Pro tehdejší společnost to byl velmi důležitý zdroj palivového dříví (SZABÓ et al. 2015). Ovšem se změnou preferencí a požadavků na kvalitu vytěženého dříví se změnila i struktura většiny evropských lesů a výmladkové lesy byly postupně převedeny na les vysoký (SZABÓ et al. 2015; VACEK et al. 2019) nebo ponechány samovolnému vývoji (PYTTEL et al. 2013).

V poslední době se zvyšuje zájem o výmladkové lesy a jsou oceňovány zejména pro podporu biodiverzity (BENEŠ et al. 2006; BUCKLEY 2020) a rychlou produkci dřevní biomasy (MATULA et al. 2019), která je zajímavá zejména pro drobné vlastníky lesa (VACEK et al. 2018). Největší plocha výmladkových lesů v Evropě se v současnosti vyskytuje ve Francii (>6 mil. ha) – (BUCKLEY 2020), která tyto lesy hospodářsky využívá. Největší podíl výmladkových lesů pak vykazuje Řecko (65 %) – (KADAVÝ et al. 2011). V České republice aktuálně zaujímají výmladkové lesy přibližně 3 % (les nízký 0,5 %; les střední 2,4 %) – (MZE 2019). V posledním desetiletí bylo přistoupeno k obnově pařezin také na vybraných plochách v zájmovém území Národního parku Podyjí.

Cílem této práce tak bylo zhodnocení úspěšnosti tvorby výmladků, jejich růstu a přežívání včetně posouzení úspěšnosti převodu lesa vysokého na les nízký a střední ve smíšených lesích nižších poloh.

MATERIÁL A METODIKA

Výzkum byl proveden v Národním parku Podyjí, který se rozkládá podél řeky Dyje v okrese Znojmo. NP Podyjí se nachází v nadmořské výšce 208–536 m. Lesnatost NP Podyjí je 84 % a je zde zastoupeno 120 druhů dřevin. Nejvíce zastoupen je dub sp. (*Quercus* sp.; 29,1 %), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.; 27,8 %) a smrk ztepilý [*Picea abies* (L.) Karst; 8,9 %]. Průměrné roční teploty se pohybují v rozmezí 7,0–8,8 °C. Průměrný roční úhrn srážek je 564–620 mm. Geologické podloží ve směru od západu k východu tvoří převážně předprvohorní metamorfity, krystalické vápence, chlorotické břidlice a středně zrnité žuly. Z půd zde převládají kambizemě modální, a to oligotrofní, mezotrofní až eutrofní (VACEK et al. 2012). Lesy ve spodní části údolí řeky Dyje jsou tvořeny zejména hercynskými dubohabřinami (*Melampyro nemorosi-Carpinetum betuli*) složenými z dubu zimního [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.; 41 %], habru obecného (*Carpinus betulus* L.; 37 %), lípy srdčité (*Tilia cordata* Mill.; 18 %) a ostatních dřevin (4 %). Lesy na horních svazích jsou tvořeny zejména teplomilnými doubravami (asociace *Sorbo torminalis-Quercetum*, *Genisto pilosae-Quercetum petraeae*) složenými z dubu zimního (90 %), lípy srdčité (5 %), habru obecného (4 %) a ostatních dřevin (1 %) – (CHYTRÝ et al. 2008).

Na každé z lokalit (Gališ, Hardegg, Hardegg2, Hlubocké louky, Lipina) byla na jaře v letech 2011 a 2012 vytvořena dvojice výzkumných ploch o velikosti cca 40 × 40 m (0,16 ha), a to vytěžením stávajícího porostu při ponechání výstav-

ků. Vždy jedna plocha z této dvojice se nacházela na pomezí louky a lesa a druhá hlouběji v porostu, tzn. minimálně 20 m od kraje lesa. Dále jedna ze dvojice ploch byla ožnutá v roce 2014 a druhá zůstala bez zásahu (ŠEBEK et al. 2015). Průměrný věk pozorovaných porostů před smýcením byl 70–80 let. Výzkumné plochy se nacházejí v 1.–3. lesním vegetačním stupni a jde o soubory lesních typů 1H, 1X, 1Z, 2B, 2D, 2L a 3L. Výzkumné plochy byly založeny za účelem podpory populace jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*) – (ŠEBEK et al. 2015).

První sběr dat na výzkumných plochách proběhl na podzim v letech 2011 a 2012. Během prvního měření byla zaznamenána poloha stromů ponechaných jako výstavky i poloha pařezů. Byla změřena tloušťka a výška pařezů, byl spočítán počet výmladků na každém pařezu, byla změřena délka nejdelšího výmladku na pařezu a byl zaznamenán druh dřeviny. Tato data byla zaznamenána pomocí technologie Field-Map. Opětovný sběr dat na výzkumných plochách byl proveden na jaře v roce 2019 s využitím map vytvořených díky technologii Field-Map. Na sledovaných pařezích bylo spočítáno množství výmladků. Dle metodiky MATULA et al. (2015) byla změřena tloušťka 2–5 nejsilnějších výmladků, a to cca 5 cm nadází výmladku (u všech výmladků) a ve výšce 130 cm (pouze u výmladků vyšších než 130 cm). Tloušťky byly měřeny pomocí posuvného měřítka. Výšky nejvyšších výmladků na každém pařezu byly změřeny pomocí výškoměrné latě. Byly též hodnoceny stupně okusu zvěře a pokryvnost buřeně.

Data byla zpracována v MS Excel, kde byla porovnávána s daty z prvních měření. Vzhledem k množství výzkumných ploch a jejich rozličnosti byla data pro tento příspěvek porovnávána pro všechny výzkumné plochy dohromady. Sledovány byly 4 hlavní dřeviny – habr obecný, dub zimní, javor babyka a lípy (lípa srdčitá i velkolistá). Statistické testování rozdílů v jednotlivých veličinách bylo provedeno pomocí obecných lineárních modelů v programu R (R Core Team).

VÝSLEDKY

Rámcový přehled sledovaných parametrů pařezin je uveden v Tab. 1. Zastoupení sledovaných dřevin na výzkumných plochách se z původního stavu živých pařezů v roce 2011 a 2012 změnilo do roku 2019 následovně: habr ze 45 % na 21 %; dub z 27 % na 26 %; lípa z 20 % na 48 %; javor z 5 % na 3 %; ostatní dřeviny ze 3 % na 2 %. Lípa tedy v průběhu sledovaného období nahradila habr jako nejvíce zastoupenou dřevinu na výzkumných plochách.

V roce 2011 a 2012 bylo na výzkumných plochách zaznamenáno celkem 1 617 stromů, z toho 170 výstavků, 666 odumřelých pařezů a 800 živých pařezů. V roce 2019 to bylo 288 živých pařezů, tj. z počtu 800 pařezů jich přežilo pouze 36 %. Celkově z počtu 1 447 pařezů jich obrazilo a přežilo 20 %. Změny počtů živých pařezů dle druhu dřeviny v období 2011/2012–2019 byly následující: lípa ze 156 na 139; dub z 218 na 74; habr z 363 na 60; javor z 37 na 10 (Obr. 1).

Počet výmladků klesl z 20 850 kusů v letech 2011/2012 na 4 904 v roce 2019. Úspěšnost přežití výmladků tak byla 23,5 %. Došlo ke statisticky významnému snížení celkového počtu výmladků ($p < 0,05$). Průměrný počet výmladků na 1 pařez klesl z 26 v letech 2011/2012 na 17 v roce 2019. Počet výmladků dle druhu dře-

Tab. 1: Sledované parametry v roce 2011/2012 a 2019
 Table 1: Monitored parameters in 2011/2012 and 2019

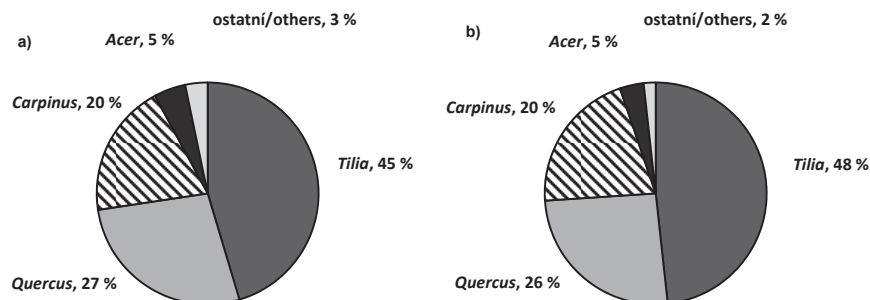
Druh dřeviny <i>Tree species</i>	n_p	n_{zp}	n_v	n_v/n_{zp}	H_{max} (m)	H_{avg} (m)	D_{max} (mm)	D_{avg} (mm)
2011/2012								
<i>Tilia</i>	220	156	7867	50	x	x	x	x
<i>Quercus</i>	356	218	4013	18	x	x	x	x
<i>Carpinus</i>	661	363	7501	21	x	x	x	x
<i>Acer</i>	54	37	848	23	x	x	x	x
ostatní/others	156	26	621	17	x	x	x	x
celkem/total	1447	800	20850	26	x	x	x	x
2019								
<i>Tilia</i>	156	139	2981	21	6,2	3,3	83,5	23,7
<i>Quercus</i>	218	74	765	10	5,1	2,8	62,0	18,4
<i>Carpinus</i>	363	60	967	16	5,7	3,1	49,5	15,1
<i>Acer</i>	37	10	119	12	4,6	3,7	38,5	21,1
ostatní/others	26	5	72	10	3,1	1,7	20,5	10,5
celkem/total	800	288	4904	14	6,2	3,7	83,5	23,7

n_p – počet pařezů, n_{zp} – počet živých pařezů, n_v – počet výmladků, n_v/n_{zp} – průměrný počet výmladků na pařez, H_{max} – největší výška výmladku, H_{avg} – průměrná výška výmladku, D_{max} – největší tloušťka výmladku, D_{avg} – průměrná tloušťka výmladku

n_p – number of stumps, n_{zp} – number of live stumps, n_v – number of sprouts, n_v/n_{zp} – average number of sprouts per stump, H_{max} – largest height of sprout, H_{avg} – average height of sprout, D_{max} – largest diameter of sprout, D_{avg} – average diameter of sprout

viný se změnil v období 2011/2012–19 následovně: lípa ze 7 867 na 2 981; dub ze 4 013 na 765; habr ze 7 501 na 967 a javor z 848 na 119.

Výšky výmladků v metrech v roce 2019 dosahovaly největších a průměrných hodnot: u lípy 6,2 a 3,3 m, u dubu 5,1 a 2,8 m, u habru 5,7 a 3,1 m a u javoru 4,6 a 3,7 m. Tloušťky výmladků v roce 2019 dosahovaly největších a průměrných

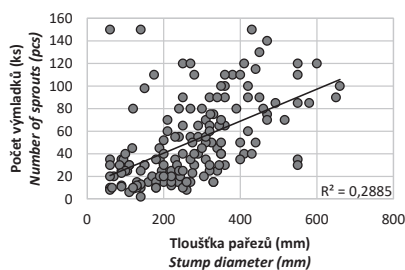


Obr. 1: Dřevinné složení živých pařezů v letech a) 2011/2012 a b) 2019
 Fig. 1: Tree species representation of live stumps in a) 2011/2012 and b) 2019

hodnot: u lípy 83,5 a 23,7 mm, u dubu 62,0 a 18,4 mm, u habru 49,5 a 15,1 mm a u javoru 38,5 a 21,1 mm.

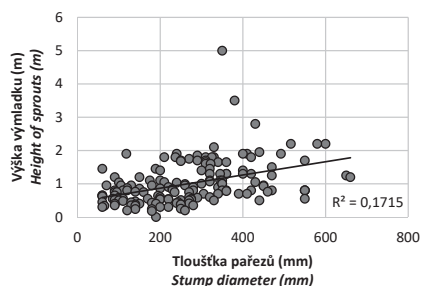
Závislost počtu výmladků na tloušťce pařezu byla zjišťována pro roky 2011 a 2012 (Obr. 2). Na hladině významnosti 0,05 byla významná hodnota koeficientu determinace zjištěna pouze u lípy ($R^2 = 0,289$). Závislost výšky výmladku na tloušťce pařezu byla též zjišťována pro roky 2011 a 2012 (Obr. 3). Na hladině významnosti 0,05 byla významná hodnota koeficientu determinace zjištěna též pouze u lípy ($R^2 = 0,172$).

Škody okusem v roce 2011/2012 byly pozorovány u všech dřevin – u lípy (68 %), u javoru a dubu (51 %) a u habru (50 %).



Obr. 2: Závislost počtu výmladků na tloušťce pařezu lípy v roce 2011/2012; R^2 znázorňuje koeficient determinace

Fig. 2: Dependence of the number of young on the thickness of the linden stump in 2011/2012; R^2 shows the coefficient of determination



Obr. 3: Závislost maximální výšky výmladku na tloušťce pařezu lípy v roce 2011/2012, R^2 znázorňuje koeficient determinace

Fig. 3: Dependence of the maximum height of sprouts on the thickness of the linden stump in 2011/2012; R^2 shows the coefficient of determination

DISKUSE

Jedním z hlavních faktorů ovlivňujících úspěšnost zmlazování pařezů a přežívání výmladků na nich by mohl být hojný výskyt srnčí zvěře, která v NP Podyjí způsobuje značné škody na obnově lesních porostů (ÚVLE 2003). Zejména díky nedostatku přirozených predátorů se populace spárkaté zvěře zvětšují, a s tím se zvyšuje i riziko škod způsobených okusem zvěří, a to zejména v obnovovaných porostech (Joys et al. 2004). Výskyt škod zvěří je též ovlivněn rozmístěním ploch v porostech, a to především z hlediska ekotonového efektu (REIMOSER 1994).

Z výsledků výzkumu vyplývá, že lípa byla velmi úspěšná z hlediska počtu přeživších pařezů, počtu vyprodukovaných i přeživších výmladků, výšky i tloušťky výmladků, zároveň jako jediná vykazovala souvislost množství výmladků a jejich výšky na tloušťce pařezu. Podobné výsledky ve své práci uvádí i MATULA et al. (2019). Nižší schopnost produkce a přežívání výmladků u ostatních dřevin mohla být způsobena stářím původního porostu. Dle práce KADAVÝ et al. (2011) totiž výmladnost s věkem klesá, proto je vhodné nepřesahovat dobu obmýti přes 30 let, což nebylo dodrženo, jelikož průměrný věk sledovaných porostů před smýcením byl cca 70–80 let.

Významný vliv na produkci výmladků a jejich přežívání by mohl mít i stav zabuřnění. Na některých plochách výmladky nestihly odrůst buřeni, zejména pak hlohu. Buřen tak výmladkům silně konkurovala především z hlediska dostupnosti světla. Dle výzkumu MATULA et al. (2019) by uvolnění výmladků zejména od silně konkurujících hlohů mohlo snížit kompetici a podpořit tak výmladnost dominantních dřevin. Na některých výzkumných plochách proto došlo v roce 2014 k vyžínání, ovšem produkce výmladků na těchto plochách posléze nebyla vyšší. To mohlo být způsobeno i neopatrným vyžínáním a odstraněním již vytvořených výmladků, které bylo patrné na několika plochách.

ZÁVĚR

Pro zhodnocení úspěšnosti převodu lesa vysokého na pařeziny v Národním parku Podyjí byl sledován růst, produkce a přežívání výmladků na vybraných výzkumných plochách. Tyto sledované parametry byly ovlivněny řadou faktorů, a to zejména okusem zvěří, stářím původního porostu nebo množstvím buřeně. Dřevinou s neúspěšnější produkcí výmladků zde byla lípa, která zároveň vyprodukovala i nejvyšší a nejtlustší výmladky, dále měla největší průměrnou tloušťku výmladků a jako jediná ze sledovaných dřevin vykazovala závislost počtu a výšky výmladků na tloušťce pařezu. Největší průměrné výšky výmladků dosáhl javor babyka. Největší mortalita pařezů a výmladků pak byla zjištěna u habru obecného. Úspěšnost převodu tvaru lesa z hlediska produkce biomasy proto byla doložena jen na některých výzkumných plochách. To ovšem nemusí být nežádoucím výsledkem z hlediska ochrany a podpory biodiverzity, kdy některé druhy potřebují k přežití spíše mozaikovitý porost s nižším zápojem. Na produkci výmladků a zejména jejich přežívání během následujících několika let by mohlo mít pozitivní vliv oplocení ploch v počátcích pařezení s mladými výmladky a snížení stavu srnčí zvěře. Poznatky z této práce by mohly být využity při plánování a tvorbě managementu především ve zvláště chráněných územích a u některých drobných vlastníků lesa v obdobných stanovištních a porostních poměrech.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské, České zemědělské univerzity v Praze v rámci řešení projektu A_21_17 IGA FLD 2021 Stability, Biodiversity and Adaptability of Coppice Forests in Hornbeam Oak Groves in the Context of Ongoing Climate Change.

LITERATURA

- BENEŠ J., ČÍZEK O., DOVAL J., KONVIČKA M. 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 237: 353–365. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.058
- BUCKLEY P. 2020. Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research*, 25, 3: 125–133. DOI: 10.1080/13416979.2020.1763554
- CHYTRÝ M., GRULICH V., ANTONÍN V. 2008. Podyjí National Park, Botanical Excursion Guide. Brno, Masaryk University: 24 s.
- JOYS A.C., FULLER R.J., DOLMAN P.M. 2004. Influences of deer browsing, coppicing

- ce history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest Ecology and Management*, 202: 23–37. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.06.035
- KADAVÝ J., KNEIFL M., SERVUS M., KNOTT R., HURT V., FLORA M. 2011. Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o.: 296 s.
- MATULA R., DAMBORSKÁ L., NEČASOVÁ M., GERŠL M., ŠRÁMEK M. 2015. Measuring biomass and carbon stock in resprouting woody plants. *PLoS One* 10, 2: e0118388. DOI: 10.1371/journal.pone.0118388
- MATULA R., ŠRÁMEK M., KVASNICA J., UHERKOVÁ B., SLEPIČKA J., MATOUŠKOVÁ M., KUTCHARTT E., SVÁTEK M. 2019. Predisturbance tree size, sprouting vigour and competition drive the survival and growth of resprouting trees. *Forest Ecology and Management*, 446: 71–79. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.05.012
- MZe ČR 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Praha, Ministerstvo zemědělství: 110 s.
- PYTTEL P.L., FISCHER U.F., SUCHOMEL C., GÄRTNER S.M., BAUHUS J. 2013. The effect of harvesting on stump mortality and resprouting in aged oak coppice forests. *Forest Ecology and Management*, 289: 18–27. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.09.046
- REIMOSER F. 1994. The effect of stand edges within a forest on the distribution of roe deer, and its relation to browsing damage. In: *Proceedings of the 2nd European Roe Deer Meeting*. Brixen, South Tyrol/Italy, October 27th–30th 1994. Ettal, Wildbiologische Gesellschaft München: 107–122.
- SVÁTEK M., MATULA R. 2015. Fine-scale spatial patterns in oak sprouting and mortality in a newly restored coppice. *Forest Ecology and Management*, 348: 117–123. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.048
- SZABÓ P., MÜLLEROVÁ J., SUCHÁNKOVÁ S., KOTAČKA M. 2015. Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. *Journal of Historical Geography*, 48: 1–10. DOI: 10.1016/j.jhg.2015.01.005
- ŠEBEK P., BAČE R., BARTOŠ M., BENEŠ J., CHLUMSKÁ Z., DOLEŽAL J., DVORSKÝ M., KOVÁŘ J., MACHAČ O., MIKATOVÁ B., PERLÍK M., PLÁTEK M., POLÁKOVÁ S., ŠKORPÍK M., STEJSKAL R., SVOBODA M., TRNKA F., VLASIN M., ZAPLETAL M., ČÍŽEK L. 2015. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358: 80–89. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.08.052
- UNRAU A., BECKER G., SPINELLI R., LAZDINA D., MAGAGNOTTI N., NICOLESCU V.N., BUCKLEY P., BARTLETT D., KOFMAN P.D. (eds.) 2018. *Coppice Forests in Europe*. Freiburg im Breisgau, Germany, Albert Ludwig University of Freiburg: 388 s.
- Ústav pro výzkum lesních ekosystémů 2003. Lesní hospodářský plán s platností od 1. 1. 2003 do 31. 12. 2012 pro lesní hospodářský celek Národní park Podyjí – lesy ve vlastnictví státu: Textová část: 124 s.
- VACEK S., MOUCHA P., BÍLEK L., MIKESKA M., REMEŠ J., SIMON J., HYNEK V., ŠRŮTKA P., SCHWARZ O., MÁNEK J., BALÁŠ M., DORT M., PODRÁZSKÝ V., HEJC-

- MAN M., HEJCMANOVÁ P., MÁLKOVÁ J., STONAWSKI J., BEDNAŘÍK J., VACEK Z., MALÍK K., ŠTÍCHA V., BULUŠEK D. 2012. Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Praha, Ministerstvo životního prostředí: 896 s.
- VACEK S., VACEK Z., ULBRICHOVÁ I., BULUŠEK D., PROKŮPKOVÁ A., KRÁL J., VANČURA K. 2019. Biodiversity dynamics of differently managed lowland forests left to spontaneous development in Central Europe. *Austrian Journal of Forest Science*, 136, 3: 249–281. DOI: 10.2478/forj-2019-0013
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., ULBRICHOVÁ I., SIMON J., BULUŠEK D. 2018. Impact of applied silvicultural systems on spatial pattern of hornbeam-oak forests. *Central European Forestry Journal*, 64, 1: 33–45. DOI: 10.1515/forj-2017-0031

VZTAHY TĚŽBY LISTNATÝCH A JEHLIČNATÝCH DŘEVIN DLE SLUNEČNÍCH CYKLŮ

HARVESTING FLUCTUATIONS OF DECIDUOUS AND CONIFEROUS TREE SPECIES ACCORDING TO SOLAR CYCLES

VÁCLAV ŠIMŮNEK V., STANISLAV VACEK, ZDENĚK VACEK,
GIUSEPPE D'ANDREA, JOSEF GALLO

Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Such-
dol, Česká republika

ABSTRACT

This study deals with statistical data of timber harvest in the Czech Republic and compares them with climatic data and solar cycles. The total, salvage, deciduous and coniferous logging are used. The timber harvest of mentioned types is compared with annual temperatures, annual precipitation and the sunspot number. The sunspot number characterizes solar cycles and their intensity. The results of this study show that the salvage and deciduous logging taking place in 11-year cycles according to solar activity. The alternation of coniferous and deciduous logging is carried out in 11-year cycles. This work should help forestry to understand the cyclical relationships that take place in conjunction with cycles of solar activity.

Keywords: salvage logging, timber harvest, sunspot cycles

ABSTRAKT

Tato studie se zabývá statistickými údaji o těžbách v České republice a porovnává je s klimatickými údaji a slunečními cykly. V této studii jsou použity celkové, nahodilé, listnaté a jehličnaté těžby, které jsou porovnány s ročními teplotami, ročním úhrnem srážek a s číslem slunečních skvrn, které charakterizují sluneční cykly a jejich intenzitu. Výsledky této studie ukazují, že nahodilé a listnaté těžby probíhají v 11letých cyklech dle sluneční aktivity. Také střídání jehličnaté a listnaté těžby probíhá v 11letých cyklech. Tato práce by měla pomoci lesnímu hospodářství v pochopení cyklických vztahů, a to zejména cyklů sluneční aktivity.

Klíčová slova: nahodilé těžby, těžba dřeva, cykly slunečních skvrn

Úvod

V lesnictví České republiky dochází k cyklickým kalamitám, které výrazně a krátkodobě zvyšují množství nahodilých těžeb (MZE 2020). Velké kalamity jsou spouštěny bořivými větry, nedostatkem srážek a vyššími teplotami, což vede právě k přemnožení sekundárních škůdců, kteří prohlubují lesnické katastrofy (HLÁSNÝ, TURČÁNÍ 2013). Sucho tvoří podmínky pro velké kalamity pře-

vážně v porostech jehličnatých dřevin, kde jsou nejvíce zasaženy smrkové monokultury, které v ČR zauímají 49,5 % (MZe 2020). Právě vysoké teploty a suchá období v posledních letech vedou k vyšší citlivosti smrkových [*Picea abies* (L.) Karsten] porostů na negativní klimatické události (ČERMÁK et al. 2019). Smrkové monokultury jsou náchylné k řadě sekundárních chorob, škůdců a jsou obzvláště citlivé na teplejší a sušší klima (SEIDL et al. 2014). Vyšší teploty proto často vedou ke zvyšování nahodilých a celkových těžeb, což se přímo projevuje na snižování ceny dříví (REMEŠ et al. 2020; TOTH et al. 2020). Navíc velké odlesněné plochy po těžbách jsou další zvýšenou nákladovou položkou z hlediska zalesnění a zajištění kultur (MZe 2020).

Lesnictví je tedy přímo provázané s klimatickými a ekonomickými aspekty následků velkých kalamit. V posledních letech byla nalezena možná spojitost mezi výraznými celostátními kalamitami a slunečními cykly, které probíhají souběžně s cykly nahodilých těžeb (ŠIMŮNEK et al. 2020). Za zmínku stojí například období nahodilých těžeb 2006–2011, které kulminovalo v roce 2007, kde došlo k těžbě 15,4 mil. m³ dříví. Součástí lesních kalamit v ČR jsou větrné bouře, které vedou k přemnožení kůrovce a ten následně začne likvidovat jehličnaté porosty během suchých let (HLÁSNÝ, TURČÁNI 2013; NOVÁKOVÁ, EDWARDS-JONÁŠOVÁ 2015). Právě v lednu roku 2007 vznikly velké škody na lesních porostech, které způsobil orkán Kyrill, který výrazně zvýšil destrukci lesních porostů, a tím i nahodilé těžby.

V podmínkách České republiky bylo také zjištěno, že sluneční cyklus má vztah k radiálnímu růstu buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) a i bučiny v jižní Itálii jsou ovlivněny solárními cykly (ŠIMŮNEK et al. 2021). Další dřevinou, která je ovlivněna slunečními cykly je i borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) v západním Rusku (MATVEEV et al. 2017; KASATKINA et al. 2019). Vliv slunečních cyklů je provázán s teplotami, srážkami a dokonce i se změnou klimatu (EASTERBROOK 2016).

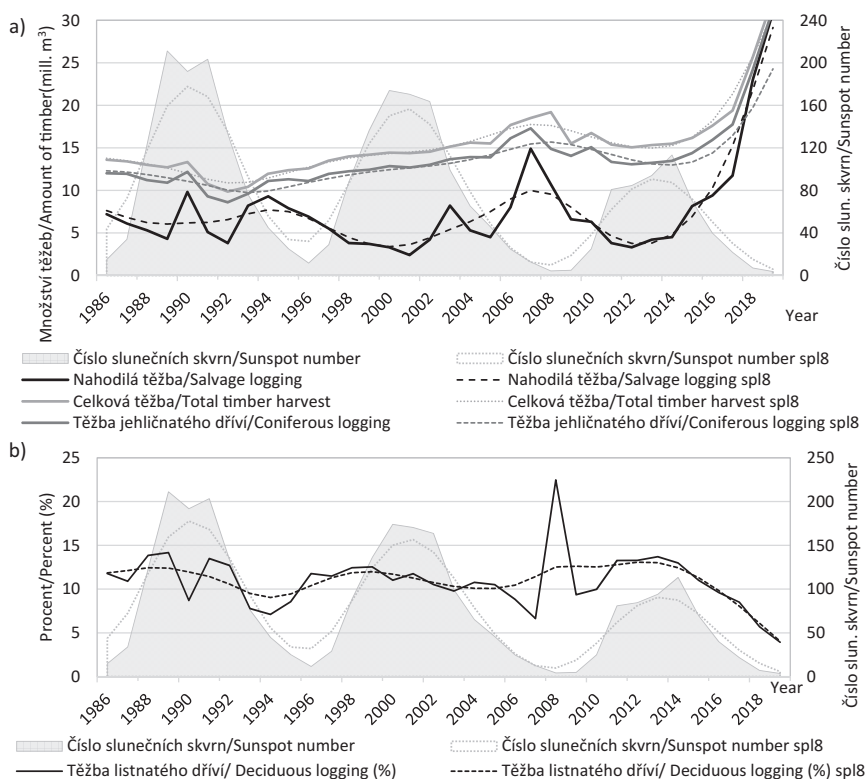
Cílem této studie je porovnání klimatických faktorů s různými typy těžeb po roce 1986, kdy již nebyl výrazný vliv imisní kalamity na lesní hospodářství. Těžby nahodilé, celkové, listnaté, jehličnaté a procentuální střídání listnaté a jehličnaté těžby jsou porovnány mezi sebou navzájem, ale také jsou k analýze použity průměrné roční teploty, roční úhrny srážek a sluneční cykly zastoupené číslem slunečních skvrn. Tato práce popisuje cyklické výkyvy v těžbách listnatých a jehličnatých dřevin. Těžby listnatých dřevin jsou zastoupeny ve výrazně menší míře než jehličnaté, a proto bližší analýza střídání těchto těžeb by mohla lépe vysvětlit jejich proměnlivé trendy. Výsledky jsou popsány korelacemi a spektrální analýzou všech datových řad.

MATERIÁL A METODIKA

Data o celkových, nahodilých, listnatých nebo jehličnatých těžbách byla získána od Ústavu hospodářské úpravy lesů v Brandýse nad Labem a Českého statistického úřadu v Praze. Data o průměrných ročních teplotách a ročním úhrnu srážek pro celou Českou republiku pochází z Českého hydrometeorologického ústavu v Praze (ČHMÚ 2020). Data o ročním relativním slunečním čísle (sunspot number) byla použita z Royal Observatory of Belgium, Brussels (WDC-SILSO 2020).

Všechna data byla pro názornost doplněna osmiletým kubickým splinem pro odstranění krátkodobých vlivů pomocí softwaru R (TEAM R CORE 2018) a platí, že vypočtené spliny nevstupují do žádných analýz ani výpočtů. Výpočty korelací a spektrální analýzy byly vytvořeny softwarem Statistica 13 (Statsoft, Tulsa). Výpočet spektrální analýzy byl proveden k datovým řadám pro číslo slunečních skvrn, průměrné roční teploty, roční úhrn srážek, celkové těžby, nahodilé těžby, listnaté těžby, jehličnaté těžby a pro procentuální střídání listnaté a jehličnaté těžby. Spektrální analýza byla provedena funkcí „Single Furier (Spectral) Analysis“, přičemž byl použit výstup „Periodogram“ plot by „Period“.

Datový základ jehličnatých a listnatých těžeb byl rozšířen o procentuální podíl z celkových těžeb. Symbol (%) představuje procenta těžeb, kdy platí, že součet listnatých a jehličnatých těžeb se rovná 100 %, tj. celkovým těžbám jednoho roku. Procentuální zastoupení listnatých a jehličnatých těžeb (%) bylo vypočteno pro



Obr. 1: Vývoj čísla slunečních skvrn a a) výši těžeb v České republice a b) procentuálního zastoupení listnatých těžeb; (%) datový základ jehličnatých a listnatých těžeb vypočítán jako procentuální podíl z celkových těžeb; spl8 představuje osmiletý spline

Fig. 1: Dynamics of sunspot number and a) the volume of timber harvested in the Czech Republic and b) percentage of deciduous logging; (%) deciduous logging data base was calculated as a percentage from total timber harvest; spl8 represents an eight-year spline

roky 1986–2019. Na Obr. 1 jsou zobrazena všechna použitá data těžeb v této studii. Nahodilá těžba v ČR představují těžební zásahy způsobené suchem, větrem nebo ostatními škodlivými činiteli (Obr. 1a). Naproti tomu celková těžba dřeva (Obr. 1a) představuje veškeré těžební zásahy v lesním hospodářství a vyjadřuje se jako suma všech nahodilých a úmyslných těžeb.

VÝSLEDKY

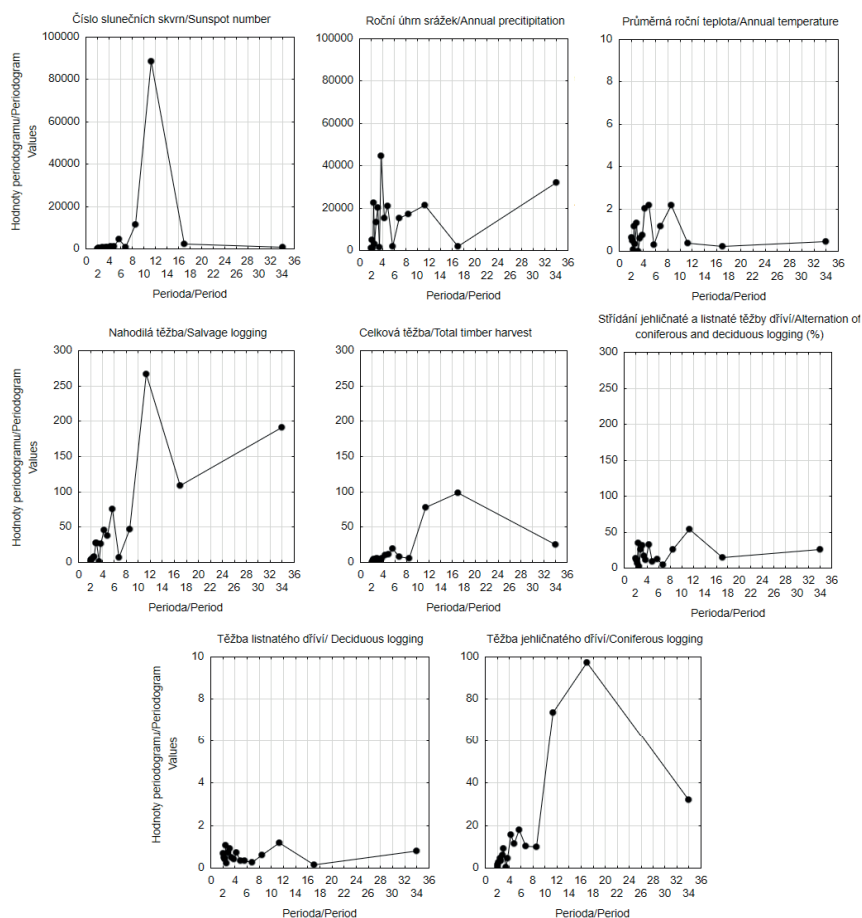
V poslední době přehlíženou součástí těžeb jsou listnaté těžby, které jsou zastoupeny v průměru 13,8 % z celkové těžby od roku 1986 (Obr. 1b) a zbývajících 86,2 % jsou těžby jehličnaté. Trend celkových těžeb (Obr. 1a) je vzestupný, což logicky potvrzuje vysoká signifikantní korelace ($r = 0,99$) jehličnatých těžeb k celkovým těžbám (Tab. 1). Naše výsledky v Tab. 1 ukazují signifikantní korelace průměrných teplot k celkovým, jehličnatým a nahodilým těžbám ($r = 0,52$, $0,51$ a $0,44$). Postupné zvyšování jehličnatých a celkových těžeb je doloženo na Obr. 1a. Extrémním obdobím nahodilých těžeb jsou například roky 2016–2019, kdy bylo nahodilými těžbami vytěženo 30,95 mil. m³.

Tab. 1: Korelační koeficienty mezi těžbami a klimatem od 1986 do 2019; statisticky významné výsledky ($p < 0,05$) jsou označeny tučně; (%) datový základ jehličnatých a listnatých těžeb vypočítán jako procentuální podíl z celkových těžeb

Table 1: Correlation coefficients between logging and climate from 1986 to 2019; significant results ($p < 0.05$) are marked in bold; (%) data source of coniferous and deciduous logging calculated as a percentage of total logging

	Korelace těžeb s klimatem <i>Correlation of logging with climate</i>			Vzájemná korelace těžeb <i>Mutual logging correlations</i>	
	Číslo slunečních skvrn <i>Sunspot number</i>	Průměrná roční teplota <i>Annual temperature</i>	Roční úhrn srážek <i>Annual precipitation</i>	Celková těžba <i>Total timber harvest</i>	Nahodilá těžba <i>Salvage logging</i>
Nahodilá těžba <i>Salvage logging</i>	-0.49	0.44	-0.28	0.85	1.00
Celková těžba <i>Total timber harvest</i>	-0.47	0.52	-0.14	1.00	0.85
Těžba jehličnatého dříví <i>Coniferous logging</i>	-0.46	0.51	-0.13	0.99	0.88
Těžba listnatého dříví <i>Deciduous logging</i>	-0.07	0.14	-0.09	0.17	-0.13
Těžba jehličnatého dříví <i>Coniferous logging (%)</i>	-0.28	0.19	0.05	0.38	0.57
Těžba listnatého dříví <i>Deciduous logging (%)</i>	0.28	-0.19	-0.05	-0.38	-0.57

Z hlediska vztahu těžeb a slunečních cyklů, nahodilé těžby vykazují maximální hodnoty zrcadlově převrácené k číslům slunečních skvrn. Během slunečního minima dochází ke zvyšování nahodilých těžeb, což proběhlo v obdobích 1994–1997, 2006–2011 a 2016–2019. Střídání cyklů těžeb a slunečních cyklů charakterizuje Obr. 1a Tab. 1, která udává nejvyšší signifikantní korelaci nahodilých těžeb s číslem slunečních skvrn ($r = -0,49$) a poté s ročními teplotami ($r = 0,44$). Naproti tomu střídání těžby listnatých dřevin (%) probíhá společně se slunečními cykly, což ukazuje Obr. 1b a číselně potvrzuje Tab. 1 kladnou korelaci ($r = 0,28$). Zároveň dochází u střídání těžby listnatých dřevin (%) k 11,3letému cyklu ve spektrální analýze. Nicméně reálná těžba listnatých dřevin (v mil. m³) je naprosto potlačena těžbou jehličnatou, což potvrzují i nízké korelace těžby listnatých dřevin v Tab. 1.



Obr. 2: Spektrální analýzy těžeb a klimatických ukazatelů od 1986 do 2019; (%) datový základ jehličnatých a listnatých těžeb vypočítán jako procentuální podíl z celkových těžeb

Fig. 2: Spectral analysis of logging and climate from 1986 to 2019; (%) data source of coniferous and deciduous logging calculated like a percentage of total logging

Z hlediska spektrální analýzy na Obr. 2 se 11letý cyklus vyskytuje v našich datech u čísla slunečních skvrn, u nahodilých těžeb, u procentuálního střídání jehličnatých a listnatých těžeb (%), u listnatých těžeb a částečně také u ročních úhrnů srážek. Dále se v našich datech objevují 4–5leté a 9leté cykly u průměrných teplot, kdy je nutné také zmínit menší i kratší méně výrazný 6letý cyklus u nahodilých.

DISKUSE

Průběh nahodilých těžeb společně se slunečními cykly byl již v ČR popsán (ŠIMŮNEK et al. 2020), ale i letokruhové záznamy potvrzují vliv slunečních cyklů na růst lesních dřevin napříč v Evropou (SHUMILOV et al. 2011; ŠIMŮNEK et al. 2021). Naše výsledky v Tab. 1 ukazují, že korelace těžeb a ročních úhrnů srážek nejsou statisticky signifikantní. Nicméně sluneční cykly mohou být propojeny s cyklem těžeb přes North Atlantic Oscillation (NAO), které úzce souvisí například s cyklickým výskytem srážek v Evropě. Srážkové úhrny jsou provázané se slunečním cyklem hlavně během února a března (LAURENZ et al. 2019), což částečně potvrzují i výsledky zachycené ve spektrální analýze, kde jsou 11,3leté cykly u ročních srážek. Významnějším faktorem pro těžbu dříví jsou vyšší teploty než srážky, což potvrzují naše korelační koeficienty uvedené v Tab. 1. Teploty jsou na našem území korelovány se slunečním cyklem v únoru, březnu a srpnu (LÜDECKE et al. 2020) a dle našeho názoru, může hrát roli sluneční cyklus v prodlužování doby žíru kůrovců (MARINI et al. 2017). Kratší 6letý cyklus v naší spektrální analýze přirovnáváme k efektu bořivých větrů, které jsou hlavním původcem lesních kalamit v Evropě za posledních několik let (SEIDL et al. 2014).

Sluneční 11letý cyklus slunečních skvrn je spojen s elektro-magnetickou aktivitou slunce (HATHAWAY 2015). Vysvětlením vlivu slunečního cyklu na klima může být spojeno s kosmickými paprsky (kosmickým zářením) dopadajícími do atmosféry země, což vede k vyvolání tvorby aerosolů, které jsou základem tvorby mrakového pokryvu (HAYWOOD a BOUCHER 2000; MAGHRABI a KUDELA 2019), čímž je ovlivňováno klima planety od teplot po vodní cyklus (TINSLEY 2012; AL-TAMEEMI AND CHUKIN 2016; LAURENZ et al. 2019; LÜDECKE et al. 2020)

ZÁVĚR

Těžby v České republice jsou ovlivněny mnoha faktory antropogenními, ale i přírodními, které se projevují na výsledném množství těžeb dříví. Celková těžba je nejvíce složena z jehličnatých těžeb, které nejlépe korelují s průměrnými ročními teplotami. Spektrální analýza nepotvrdila 11leté cykly u průměrných ročních teplot. Nahodilá těžba dříví nejvíce koreluje se slunečními cykly. Spektrální analýzy dat ukazují, že sluneční 11letý cyklus se nejvíce projevuje u nahodilých a listnatých těžeb, nicméně se také projevuje i u procentuálního střídání jehličnatých a listnatých těžeb.

PODĚKOVÁNÍ

Poděkování patří Českému Hydrometeorologickému ústavu za poskytnutí dat o srážkách a teplotách v České republice. Děkujeme Royal Observatory v Belgii za poskytnutí dat o slunečních skvrnách. Děkujeme Ústavu hospodářské úpravy lesů v Brandýse nad Labem a Českému statistickému úřadu v Praze za poskytnutí dat o těžbách v České republice.

LITERATURA

- AL-TAMEEMI M.A., CHUKIN V.V. 2016. Global water cycle and solar activity variations. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 142: 55–59. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2016.02.023>
- ČERMÁK P., KOLÁŘ T., ŽID T., TRNKA M., RYBNÍČEK M. 2019. Norway spruce responses to drought forcing in areas affected by forest decline. *Forest Systems*, 28, 3: e016. <https://doi.org/10.5424/fs/2019283-14868>
- ČHMÚ 2020. Český hydrometeorologický ústav. Územní srážky [online; cit. 2021-06-02]. Dostupné na: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>
- EASTERBROOK D.J. 2016. Cause of global climate changes: Correlation of global temperature, sunspots, solar irradiance, cosmic rays, and radiocarbon and beryllium production rates. In: *Evidence-Based Climate Science*. 2nd ed. Elsevier: 245–262. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804588-6.00014-8>
- HATHAWAY D.H. 2015. The solar cycle. *Living Reviews in Solar Physics*, 12: 4. <https://doi.org/10.1007/lrsp-2015-4>
- HAYWOOD J., BOUCHER O. 2000. Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review. *Reviews Geophysics*, 38: 513–543. <https://doi.org/10.1029/1999RG000078>
- HLÁSNÝ T., TURČÁNI M. 2013. Persisting bark beetle outbreak indicates the unsustainability of secondary Norway spruce forests: Case study from Central Europe. *Annals of Forest Science*, 70: 481–491. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0279-7>
- KASATKINA E.A., SHUMILOV O.I., TIMONEN M. 2019. Solar activity imprints in tree ring-data from northwestern Russia. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 193: 105075. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2019.105075>
- LAURENZ L., LÜDECKE H.J., LÜNING S. 2019. Influence of solar activity changes on European rainfall. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 185: 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2019.01.012>
- LÜDECKE H.J., CINA R., DAMMSCHNEIDER H.J., LÜNING S. 2020. Decadal and multidecadal natural variability in European temperature. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 205: 105294. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2020.105294>
- MAGHRABI A., KUDELA K. 2019. Relationship between time series cosmic ray data and aerosol optical properties: 1999–2015. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 190: 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2019.04.014>
- MARINI, L., ØKLAND B., JÖNSSON, A.M., BENTZ B., CARROLL A., FORSTER B., GRÉGOIRE J.-C., HURLING R., NAGELEISEN L.M., NETHERER S., RAVN H.P.,

- WEED A., SCHROEDER M. 2017. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*, 40: 1426–1435. <https://doi.org/10.1111/ecog.02769>
- MATVEEV S.M., CHENDEV Y.G., LUPO A.R., Hubbart J.A., Timashchuk D.A 2017. Climatic changes in the East-European forest-steppe and effects on Scots pine productivity. *Pure and Applied Geophysics*, 174: 427–443. <https://doi.org/10.1007/s00024-016-1420-y>
- MZe ČR 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství v České republice v roce 2019. Praha, Ministerstvo zemědělství: 124 s.
- NOVÁKOVÁ M.H., EDWARDS-JONÁŠOVÁ M. 2015. Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 344: 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.010>
- REMĚŠ J., PULKRAB K., BÍLEK L., PODRÁZSKÝ V. 2020. Economic and production effect of tree species change as a result of adaptation to climate change. *Forests*, 11, 4: 431. <https://doi.org/10.3390/F11040431>
- SEIDL R., SCHELHAAS M., RAMMER W., VERKERK P.J. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4: 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- SHUMILOV O.I., KASATKINA E.A., MIELIKAINEN K., TIMONEN M., KANATJEV A.G. 2011. Palaeovolcanos, Solar activity and pine tree-rings from the Kola Peninsula (northwestern Russia) over the last 560 years. *International Journal of Environmental Research*, 5: 855–864.
- ŠIMŮNEK V., VACEK Z., VACEK S. 2020. Solar cycles in salvage logging: National data from the Czech Republic confirm significant correlation. *Forests*, 11, 9: 973. <https://doi.org/10.3390/f11090973>
- ŠIMŮNEK V., VACEK Z., VACEK S., RIPULLONE F., HÁJEK V., D'ANDREA G. 2021. Tree rings of European beech (*Fagus sylvatica* L.) indicate the relationship with solar cycles during climate change in central and southern Europe. *Forests*, 12: 259. <https://doi.org/10.3390/f12030259>
- TEAM R CORE 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [online; cit. 2021-06-02]. Dostupné na: <https://www.R-project.org/>
- TINSLEY B.A. 2012. A working hypothesis for connections between electrically-induced changes in cloud microphysics and storm vorticity, with possible effects on circulation. *Advances in Space Research*, 50: 791–805. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2012.04.008>
- TOTH D., MAITAH M., MAITAH K., JAROLÍNOVÁ V. 2020. The impacts of calamity logging on the development of spruce wood prices in Czech forestry. *Forests*, 11: 283. <https://doi.org/10.3390/f11030283>
- WDC-SILSO 2020. Sunspot data from the World Data Center SILSO, Royal Observatory of Belgium, Brussels. [online; cit. 2021-06-02]. Dostupné na: <http://www.sidc.be/silso/datafiles>

ZMIEŠANÉ SMREKOVO-JEDĽOVO-BUKOVÉ PORASTY Z HĽADISKA HODNOTOVEJ PRODUKCIE

MIXED SPRUCE-FIR-BEECH STANDS FROM VIEW OF VALUE PRODUCTION

IGOR ŠTEFANČÍK, RUDOLF PETRÁŠ, JULIÁN MECKO

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T.G. Masaryka 22,
SK-960 01 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: igor.stefancik@nlcsk.org

ABSTRACT

Value production is one of the most important information for comparing different management strategies in forestry. Although the value production of forest stands is affected by various factors (stand age, management system, stem and assortment quality, stem dimension and injury, price of assortments), thinning can be considered as one of the most important one. This paper aims at the evaluation of value production in mixed spruce, fir and beech stands, which were managed by crown thinning for period of 44 to 50 years and/or left to self-development. More than 1,500 individual trees aged from 61 to 132 years from 15 subplots established across the Slovakia territory were assessed. The value production of coniferous species was always higher in comparison to broadleaved ones regardless to management regime. The highest value production was found for fir 81 €·m⁻³ and the lowest for beech 47 €·m⁻³. The worse quality of beech in mixed stands in comparison to pure ones was confirmed.

Keywords: tree species mixture, thinning, self-development, qualitative production

ABSTRAKT

Hodnotová produkcia patrí k najdôležitejším informáciám pre porovnanie manažmentových stratégií v lesníctve. Aj keď ju ovplyvňujú rôzne faktory (vek porastu, systém obhospodarovania, kvalita kmeňa a sortimentov vrátane ich ceny, dimenzia a poškodenie kmeňa), prebierky sa považujú za jeden z najdôležitejších. Cieľom príspevku je zhodnotenie hodnotovej produkcie zmiešaných smrekovo, jedľovo, bukových porastov vychovávaných úrovňovou prebierkou počas 44 až 50 rokov a porastov ponechaných na samovývoj. Zhodnotilo sa viac ako 1500 jedincov vo veku 61 až 132 rokov na 15 plochách založených na Slovensku. Hodnotová produkcia ihličnatých drevín bola vždy vyššia v porovnaní s listnatými bez ohľadu na aplikovaný manažment. Najvyššiu hodnotovú produkciu mala jedľa 81 €·m⁻³ a najnižšiu buk 47 €·m⁻³. Potvrdila sa horšia kvalita buka v zmiešaných porastoch v porovnaní s rovnorodými.

Kľúčové slová: zmiešanie drevín, prebierky, samovývoj, kvalitatívna produkcia

Úvod

Rozsiahle odumieranie smrekových monokultúr v ostatných rokoch, resp. vysoký podiel kalamitnej ťažby v dôsledku abiotických (vietor) a biotických (lykožrút) škodlivých činiteľov na Slovensku čoraz častejšie apeluje na zakladanie, resp. vytváranie zmiešaných porastov (PRETZSCH et al. 2015), ktoré sa všeobecne považujú za odolnejšie (VACEK et al. 2017a; VACEK et al. 2020). Ide najmä o tzv. karpatskú zmes, ktorú tvorí smrek, jedľa a buk. Zmiešaný porast môže lepšie využívať stanovište a jeho dispozičný priestor, najmä ak zastúpené dreviny majú rôzne biologické vlastnosti a ekologické požiadavky (KORPEL 1989; VACEK et al. 2017).

Výskum zmiešaných porastov sa zameriaval na rôzne aspekty a problematiky (sledovanie výškového alebo hrúbkového rastu jednotlivých drevín, objemovej produkcie a prírastkov, vplyv veku, stanovišťa, klímy, drevinového zloženia a spôsobu zmiešania drevín (PRETZSCH 2009; BOSELA et al. 2015). Pomerne menej výsledkov je z trvalých výskumných plôch založených a vychovávaných v mladých zmiešaných porastoch (ŠTEFANČÍK 1977; NOVÁK et al. 2017). Väčšia pozornosť sa venovala prebierkam, resp. dlhodobému vplyvu výchovy na ich štruktúru, produkciu a stabilitu (ASSMANN 1961; ŠTEFANČÍK 1977; ŠTEFANČÍK, ŠTEFANČÍK 2003; ADAMIC et al. 2017).

Len málo autorov podrobnejšie hodnotilo (ŠTEFANČÍK 1977; RAIS et al. 2020) alebo porovnávalo kvalitu (PRETZSCH, RAIS 2016) a hodnotu produkovaného dreva v zmiešaných porastoch (PETRÁŠ et al. 2015, 2017; BENNETER et al. 2018). Preto našim zámerom je vyplniť existujúce medzery a spojiť poznanie v tejto oblasti až po hodnotovú produkciu zmiešaných smrekovo-jedľovo-bukových porastov.

Cieľom práce bolo zhodnotiť hodnotovú produkciu v zmiešaných smrekovo-jedľovo-bukových porastoch, ktoré boli približne 50 rokov systematicky vychovávané a ich porovnanie s porastami bez zásahov.

MATERIÁL A METODIKA

Použil sa empirický materiál z opakovaných meraní na 15 trvalých výskumných plochách (TVP), ktoré sa zakladali v 60. a 70. rokoch minulého storočia. Nachádzajú sa na Slovensku v západnej časti Nízkych Tatier a Veľkej Fatry. Sú v nadmorskej výške 690–970 m, 5. a 6. lesnom vegetačnom stupni s priemernou ročnou teplotou je 4,2–6,8 °C a priemerným ročným úhrnom zrážok 900 až 1 200 mm. Podľa fytocenózy patria do skupín lesných typov: *Fageto-Aceretum* (FAc), *Abieto-Fagetum* (AF) a *Fageto-Abietum* (FA). Vek drevín (porastov) pri založení TVP bol v rozpätí 15–80 rokov, resp. pri poslednom hodnotení 61–132 rokov. Zastúpenie drevín na TVP je v širšom rozpätí (Tab. 1).

Do založenia TVP sa na plochách nevykonali takmer žiadne systematické výchovné zásahy. Na všetkých výskumných plochách sa opakovane vykonali merania, resp. hodnotenia v pravidelných 5 ročných intervaloch. Doteraz sa vykonalo 10 alebo 11 meraní. Výmera TVP je v rozpätí 0,10–0,30 ha. Na plochách označených H sa aplikuje Štefančíkova úrovňová voľná prebierka (ŠTEFANČÍK 1984) a plocha 0 je kontrolná (bez zásahov).

Tab. 1: Drevinové zloženie podľa kruhovej základne na trvalých výskumných plochách (TVP)

Table 1: Tree species composition according to basal area on permanent research plots (PRP)

TVP PRP	Plocha Plot	Vek Age (roky) (years)	Drevina (%) Tree species (%)			
			Buk Beech	Jedľa Fir	Smrek Spruce	Ostatné Other
Stará Píla	I - 0	17 - 21	50,0	33,9	16,1	-
		61 - 65	75,4	18,9	5,1	0,6
	II - 0	17 - 21	19,6	60,1	19,6	0,7
		61 - 65	31,1	30,0	26,9	12,0
	I - H	17 - 21	43,6	54,8	1,6	-
		61 - 65	40,3	53,7	6,0	-
	II - H	17 - 21	17,8	24,4	55,6	2,2
		61 - 65	34,3	11,4	43,5	10,8
Motyčky	II - 0	41 - 48	23,5	50,9	15,7	9,9
		86 - 93	47,8	20,8	18,8	12,6
	I - H	41 - 48	27,3	51,8	13,2	7,7
		86 - 93	41,0	30,9	17,2	10,9
	III - H	41 - 48	26,4	49,2	13,3	11,1
		86 - 93	37,7	30,5	18,9	12,9
	IV - H	41 - 48	50,8	36,7	6,8	5,7
		86 - 93	56,8	30,6	7,7	4,9
Korytnica	I - 0	50 - 58	46,2	25,3	24,3	4,2
		100 - 108	48,0	17,8	30,5	3,7
	III - 0	50 - 58	55,7	17,1	16,3	10,9
		100 - 108	54,3	10,5	22,6	12,6
	I - H	50 - 58	37,0	30,0	28,3	4,7
		100 - 108	54,5	9,5	31,3	4,7
	II - H	50 - 58	55,5	29,1	5,6	9,8
		100 - 108	64,1	19,0	9,4	7,5
Hrable	0	74 - 82	59,8	24,3	3,0	12,9
		124 - 132	80,5	17,9	-	1,6
	H	74 - 82	35,8	40,5	9,9	13,8
		124 - 132	58,7	39,5	1,6	0,2

Beech – *Fagus sylvatica* L., Fir – *Abies alba* Mill., Spruce – *Picea abies* (Karst. [L.])

0 – kontrolná plocha, H – plocha s úrovňovou prebieškou

0 - plot with no treatment (control), H - plot with crown thinning

Z posledných meraní a hodnotení kmeňov sa na každej TVP vypočítal podiel kvalitatívnych tried kmeňov A–D a podiel poškodených kmeňov. Pre každú drevinu

sa vypočítal aj ich priemerný podiel. Štruktúra sortimentov sa vypočítala pre každý strom a drevinu podľa modelov stromových sortimentačných tabuliek (PETRÁŠ, NOCIAR 1991). Pre zjednodušenie analýzy a vyhodnotenie výsledkov sa zlúčili všetky čiastkové plochy s rovnakým režimom.

Štruktúra sortimentov pre rovnorodé smrekové, jedľové a bukové porasty sa vypočítala podľa modelov sortimentačných rastových tabuliek (PETRÁŠ et al. 1996), kde podiely sortimentov v % sú funkciou veku a bonity porastov.

Hodnota sortimentov sa vypočítala ako súčin objemu sortimentov a cien dreva (Tab. 2) podľa akostných a hrúbkových tried výrezov. Ceny dreva sú podľa ponukového cenníka sortimentov, ktoré zverejnili štátne lesy na Slovensku.

Tab. 2: Ceny dreva (€·m⁻³) pre triedy sortimentov I–VI a hrúbkové triedy 1–6+ pre buk, a jedľu so smrekom

Table 2: Timber price (€ m⁻³) of assortment classes I–VI and diameter classes of 1–6+ for beech and fir with spruce

	I.4	I.5	I.6	II.2	II.3	II.4	II.5	II.6
Buk	186	206	234	82	104	113	118	124
Jedľa, Smrek	111	118	122	86	95	99	101	101
	IIIA.1	IIIA.2	IIIA.3	IIIA.4	IIIA.5	IIIA.6		
Buk	49	52	65	67	68	68		
Jedľa, Smrek	37	80	84	85	85	84		
	IIIB.1	IIIB.2	IIIB.3	IIIB.4	IIIB.5	IIIB.6	V	VI
Buk	48	55	55	26	57	57	42	43
Jedľa, Smrek	37	73	77	77	77	77	37	26

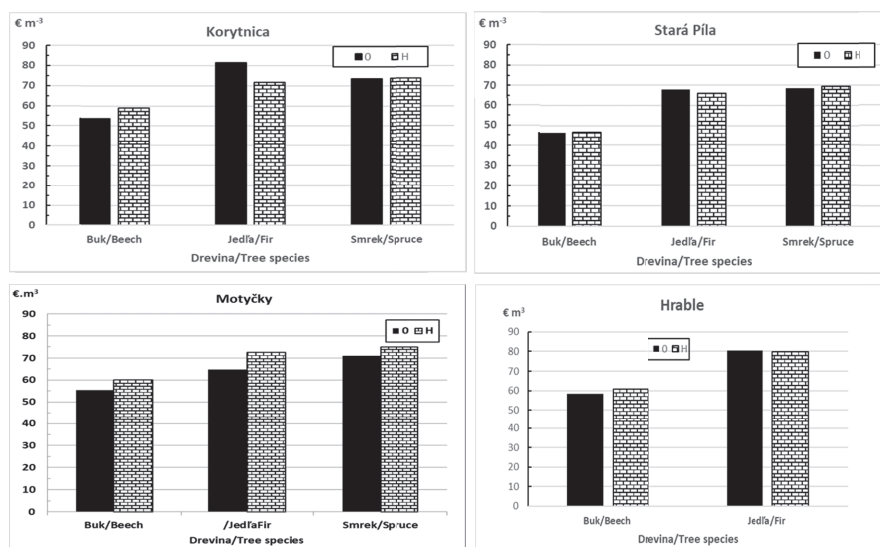
VÝSLEDKY

Hodnotová produkcia

Prezentuje sa v € na 1 m³ (Obr. 1). Hodnotová produkcia listnatých drevín sa na kontrolných plochách pohybovala v rozpätí od 47 do 58 €·m⁻³, resp. ihličnatých drevín 65–81 €·m⁻³. Na plochách s výchovou pre listnaté 47–61 €·m⁻³, a pre ihličnaté 66–80 €·m⁻³. Z uvedeného vyplýva, že hodnotová produkcia ihličnatých drevín bola vždy vyššia v porovnaní s listnatými bez ohľadu na spôsob manažmentu. Z hľadiska jednotlivých drevín má najvyššiu hodnotovú produkciu jedľa (81 €·m⁻³) a najnižšiu buk 47 €·m⁻³.

DISKUSIA

Výsledný efekt výchovy sa prejavuje v hodnotovej produkcii, ktorá závisí od kvality kmeňa a jeho poškodenia, objemu, sortimentovej štruktúry a ceny, ktoré sú vyššie pri cenných sortimentoch a naopak (PETRÁŠ et al. 2015). Výsledky hodnotovej produkcie poukázali na vyššie hodnoty pre smrek a jedľu, a nižšie hodnoty pre buk. To zodpovedá priebehu hodnotovej produkcie stromov podľa sortimentačných tabuliek a cien dreva (KULLA et al. 2016). Zároveň je to v súlade s výsled-



Obr. 1: Priemerná hodnotová produkcia na TVP podľa drevín a manažmentu
 Fig. 1: Average value production on the PRPs by tree species and management

kami výskumu PETRÁŠA et al. (2017), ktorí zisťovali hodnotovú produkciu rôznych drevín v závislosti od hrúbky, kvality a poškodenia kmeňa. Pre stredné hrúbky drevín v nami sledovaných porastoch uvádzajú hodnotovú produkciu v poškodených porastoch pre jedľu v závislosti od kvality kmeňa (A–C) v rozpätí približne 55 až 80 €/m³, pre smrek 60 až 83 €/m³, resp. pre buk 43 až 63 €/m³. Podobne hodnotovej produkcie buka z nezmiešaných porastov vo veku 83 až 105 rokov (ŠTEFANČÍK et al. 2018) na ploche s výchovou ukázalo hodnoty 71 až 82 €/m³, čo sú hodnoty vyššie ako v zmiešaných porastoch, zistených v tomto príspevku. Súvisí to tiež s kompetíciou (vnútro-druhovou alebo medzidruhovou) drevín, ktorá zohráva dôležitú úlohu pri kvalite kmeňov (MERGANIČ et al. 2016; HÖWLER, et al. 2019). To je v súlade s konštatovaním o horšej kvalite buka v zmiešaných porastoch v porovnaní s rovnorodými, resp. o jeho nižšej hodnotovej produkcii (PETRÁŠ et al. 2015). Pre porovnanie KOŽUCH, BANAŠ (2020) uvádzajú priemernú cenu (hodnotovú produkciu) bukovej guľatiny v Rakúsku za obdobie 2005–2018 vo výške 77.5 €/m³.

ZÁVER

Porovnanie kvalitatívnej a hodnotovej produkcie zmiešaných smrekovo, jedľovo-bukových porastov vo veku 61 až 132 rokov poukázalo na rozdiely, ktoré záviseli od veku, drevinového zloženia a manažmentu porastov. Všeobecne sa dosiahol pomerne nízky podiel najkvalitnejších sortimentov bez ohľadu na výchovu alebo autoreguláciu. Potvrdila sa horšia kvalita buka v zmiešaných porastoch v porovnaní s rovnorodými porastami. Z hľadiska štruktúry sortimentov o niečo vyšší podiel sa dosiahol na plochách s dlhodobou (44 až 50 rokov) výchovou. Hodnotová produkcia ihličnatých drevín bola vždy vyššia v porovnaní s listnatými bez

ohľadu na spôsob manažmentu. Z hľadiska jednotlivých drevín sa zistila najvyššia hodnotová produkcia pri jedli ($81 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$) a najnižšia pri buku ($47 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$).

Možno konštatovať, že aj napriek vyšším rozdielom v prospech ihličnatých drevín z hľadiska kvalitatívnej a hodnotovej produkcie má pestovanie zmiešaných (smrek, jedľa a buk) porastov svoje opodstatnenie. Jednak z aspektu zvýšenia biodiverzity, posilnenia statickej stability a v neposlednom rade aj z ekologického hľadiska najmä v súvislosti s dopadmi klimatickej zmeny na lesné porasty.

POĎAKOVANIE

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja Slovenskej republiky na základe zmluvy č. APVV-15-0032, APVV-17-0416 a úlohy výskumu a vývoja MPRV SR (2019–2021) „Výskum, a vývoj na podporu konkurencieschopnosti slovenského lesníctva – SLOVLES (2019-2021)“.

LITERATÚRA

- ADAMIC M., DIACI J., ROZMAN A., HLADNIK D. 2017. Long-term use of uneven-aged silviculture in mixed mountain Dinaric forests: a comparison of old-growth and managed stands. *Forestry* (Oxford), 90: 279–291.
- ASSMANN E. 1961. *Waldetragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen*. München, Bonn, Wien, BLV Verlagsgesellschaft: 490 s.
- BENNETER A., FORRESTER D.I., BOURIAUD O., DORMANN C.F., BAUHUS J. 2018. Tree species diversity does not compromise stem quality in major European forest types. *Forest Ecology and Management*, 422: 323–337.
- BOSELA M., TOBIN B., ŠEBEŇ V., PETRÁŠ R., LAROCQUE G. 2015. Different mixtures of Norway spruce, silver fir, and European beech modify competitive interactions in central European mature mixed forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 45, 11: 1577–1586.
- HÖWLER K., VOR T., SEIDEL D., ANNIGHÖFER P., AMMER C. 2019. Analyzing effects of intra- and interspecific competition on timber quality attributes of *Fagus sylvatica* L. – from quality assessment on standing trees to sawn boards. *European Journal of Forest Research*, 138: 327–343. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01173-7>.
- KORPEL Š. 1989. *Pralesy Slovenska*. Bratislava, Veda: 332 s.
- KOŽUCH A., BANAŠ, J. 2020. The dynamics of beech roundwood prices in selected Central European markets. *Forests*, 11: 902. doi:10.3390/f11090902
- KULLA L., RÖSSIGER G., KAJBA M. 2016. Možnosti ekonomickej optimalizácie hospodárenia v prírode blízkych lesoch. In: Kovalčík M., Moravčík M. (eds.) *Aktuálne otázky ekonomiky a politiky lesného hospodárstva Slovenskej republiky*. Zvolen, 16. december 2016. Zvolen, Národné lesnícke centrum: 109–119.
- MERGANIČ J., MERGANIČOVÁ K., MARUŠÁK R., TIPMANN L., ŠÁLEK L., DRAGOUN L., STOLARIKOVÁ R. 2016. Relation between selected indicators of forest stand diversity and quality of timber production in managed Central European forests. *Journal of Forest Science*, 62, 3: 97–106.
- NOVÁK J., DUŠEK D., SLODIČÁK M., KACÁLEK D. 2017. Importance of the first thi-

- nning in young mixed Norway spruce and European beech stands. *Journal of Forest Science*, 63, 6: 254–262.
- PETRÁŠ R., NOCIAR V. 1991. Sortimentálne tabuľky hlavných drevín. Bratislava, Veda: 308 s.
- PETRÁŠ R., HALAJ J., MECKO J. 1996. Sortimentálne rastové tabuľky drevín. Bratislava, Slovak Academic Press: 252 s.
- PETRÁŠ R., MECKO J., BOŠEĽA M. 2015. Kvalita dreva a jeho hodnota v zmiešaných verzus rovnorodých porastoch smreka, jedle a buka. In: Houšková K., Černý J. (eds.) *Proceedings of Central European Silviculture*. Brno, 2.-4.9.2015. Brno, Mendelova univerzita: 119–130.
- PETRÁŠ R., MECKO J., KULLA L. 2017. Economic value production of trees as a criterion of their maturity in an uneven-aged forest. *Central European Forestry Journal*, 63, 4: 188–194.
- PRETZSCH H. 2009. *Forest Dynamics. Growth and Yield. From Measurement to Model*. Berlin, Heidelberg, Springer: 664 s.
- PRETZSCH H., BIBER P., UHL E., DAUBER E. 2015. Long-term stand dynamics of managed spruce-fir-beech mountain forests in Central Europe: structure, productivity and regeneration success. *Forestry (Oxford)*, 88, 4: 407–428.
- PRETZSCH H., RAIS A. 2016. Wood quality in complex forests versus even-aged monocultures: review and perspectives. *Wood Science and Technology*, 50, 4: 845–880.
- RAIS A., VAN DE KUILEN J.-W.G., PRETZSCH H. 2020. Impact of species mixture on the stiffness of European beech (*Fagus sylvatica* L.) sawn timber. *Forest Ecology and Management*, 461: 117935. <https://doi.org/j.foreco.2020.117935>.
- ŠTEFANČÍK L. 1977. Prečistky a prebierky v zmiešaných smrekovo-jedľovo-bukových porastoch. *Lesnícke štúdie č. 25/1977*. Bratislava, Príroda: 92 s.
- ŠTEFANČÍK L. 1984. Úrovňová voľná prebierka - metóda biologickej intenzifikácie a racionalizácie selekčnej výchovy bukových porastov. In: *Vedecké práce VÚLH vo Zvolene*. 34. Bratislava, Príroda: 69–112.
- ŠTEFANČÍK I., ŠTEFANČÍK L. 2003. Effect of long-term tending on qualitative and quantitative production in mixed stands of spruce, fir and beech on Motyčky research plot. *Journal of Forest Science*, 49, 3: 108–124.
- ŠTEFANČÍK I., BOŠEĽA M., PETRÁŠ R. 2018. Effect of different management on quality and value production of pure beech stands in Slovakia. *Central European Forestry Journal*, 64, 1: 24–32.
- VACEK S., ČERNÝ T., VACEK Z., PODRÁZSKÝ V., MIKESKA M., KRÁLÍČEK I. 2017. Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 398: 75–90.
- VACEK Z. 2017a. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*, 63, 1: 23–34.
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., ČUKOR J., BÍLEK L., GALLO J., BULUŠEK D. 2020. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66, 2: 116–129.

Sekce 3
Management druhové skladby

Session 3
Species composition management

INDIVIDUÁLNÍ REAKCE JEDLE TLOUŠŤKOVÝM PŘÍRŮSTEM NA UVOLNĚNÍ V PRVNÍM ROCE ZÁSAHU

INDIVIDUAL DIAMETER INCREMENT REACTION OF FIR ONE YEAR AFTER THINNING

DAVID DUŠEK, JIŘÍ NOVÁK, DUŠAN KACÁLEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, dusek@vulhmop.cz

ABSTRACT

We selected 52 individuals of quality firs in 24-year-old mixed fir-beech stand at the beginning of growth season. For the eliminating of interaction of individuals, trees were selected with sufficient spacing. Observed firs were paired by similar diameter at breast height. From each pair, one fir was selected at random to release from 1-2 competitors in the main level, the other fir serves as a control. After first growing season, significantly higher (120% compared to control) diameter increment was found for released firs.

Keywords: silver fir; silviculture; thinning; mixtures

ABSTRAKT

V 24letém porostu směsi jedle a buku bylo na počátku růstové sezóny vybráno 52 kvalitních jedinců jedle. Stromy byly vybírány v dostatečném rozestupu, aby byla eliminována možnost vzájemného ovlivnění jedinců. Na základě podobné výčetní tloušťky byly jedle zařazeny do párů a z každého páru byla náhodným výběrem (lossem) vybrána jedna jedle k uvolnění od 1-2 konkurentů v úrovni, druhá jedle slouží jako kontrolní. Po první růstové sezóně byl zaznamenán statisticky průkazný vliv uvolnění na tloušťkový přírůst u většiny uvolněných jedinců, který v průměru tvořil 120 % přírůstu kontrolních stromů.

Klíčová slova: jedle bělokora; pěstování lesa; výchova; směs

Úvod

V posledních letech je zřejmá snaha o zvýšení zastoupení jedle bělokore (*Abies alba* Mill.) v druhové skladbě lesů v ČR. Jedle jako typická stinná dřevina nachází přirozené uplatnění ve víceetážových, nestejnověkých a nejlépe smíšených lesních porostech. V našich podmínkách přirozeně tvoří směsi především s bukem a smrkem. S postupujícím věkem, se nároky jedle na světlo zvyšují a pro svůj zdárný vývoj potřebuje, mimo jiné, nízko nasazené a dostatečně dlouhé koruny (KORPEL, VINŠ 1965). K tomu je nezbytné adekvátní uvolnění jedle prostřednictvím výchovných zásahů. Opoždění nebo absence výchovných zásahů vede u je-

dle k nevratnému zhoršení parametrů produkce a stability. V zanedbaných porostech v první polovině doby obmýetí lze ještě uplatnit negativní výběr v úrovni pro tvorbu alespoň částečné diferenciace porostu. Samotná různověkost, bez aplikace výchovných zásahů, pravděpodobně nedokáže zajistit dostatečnou diferenciaci jedlových porostů (KADLUS, ZAKOPAL 1970). Na druhou stranu, je třeba se vyvarovat přílišnému prolomení porostního zápoje, které zvyšuje teplotní výkyvy uvnitř porostů a snižuje vzdušnou vlhkost, na niž je jedle značně náročná (POLENO et al. 2009, TINNER et al. 2013).

Jedle je u nás vysazována či se přirozeně obnovuje v menších obnovních prvcích. To poněkud komplikuje zakládání výzkumných experimentálních ploch s výchovou jedle. Malá výměra obnovních prvků vede k výraznému okrajovému efektu a často není daná plocha dostatečná pro vložení více variant experimentálních zásahů do jednoho, relativně homogenního, porostu. I při relativně dostatečném počtu opakování variant experimentálního zásahu se efekt výchovných zásahů na úrovni experimentálních ploch projeví, a je statisticky doložitelný, nejdříve po několika růstových sezónách. Na úrovni jednotlivých stromů, při vhodně zvoleném experimentálním designu, je efekt zásahů zpravidla detekovatelný mnohem dříve.

Na jaře 2020 byl v ca 24letém smíšeném porostu jedle a buku založen experiment s uvolňováním jednotlivých jedlí. Vzhledem k relativně malým rozměrům porostní skupiny nebylo možné založit několik variant experimentálního zásahu v rámci samostatných ploch ani nalézt další srovnatelné porosty pro replikaci experimentu a jeho statistické vyhodnocení. Místo toho byly vybrány jednotlivé stromy, dostatečně od sebe vzdálené, aby bylo eliminováno riziko vzájemného ovlivnění a na základě randomizace byla polovina jedlí uvolněna a polovina byla ponechána jako kontrolní. Příspěvek se tedy zabývá reakcí tloušťkového přírůstu uvolněných jedinců jedle v porovnání s jedinci neuvolněnými v prvním růstové sezóně od experimentálního zásahu. Pracovní hypotéza zněla, že vzhledem k designu experimentu, by mělo být možné detekovat zvýšený tloušťkový přírůst uvolněných stromů již v prvním roce po zásahu.

MATERIÁL A METODIKA

Experimentální plocha byla založena na jaře 2020 před růstovou sezónou v ca 24letém smíšeném porostu jedle a buku. Plocha leží na majetku spravovaném Lesy ČR, s. p., LS Rychnov nad Kněžnou, PLO 26 – Předhoří Orlických hor, v nadmořské výšce 450 m. Lesní typ byl určen jako 4S1. V uměle založeném porostu o současné hektarové hustotě ca 2 900 jedinců početně dominoval buk (53 %) a jedle (42 %), vtroušena byla bříza a dub. Tloušťkově vyspělejší jedle tvořila 68 % výčetní kruhové základny porostu a buk 30 % (Tab. 1).

Pro určení zastoupení jednotlivých dřevin (tloušťky středního kmene, výčetní kruhové základny) byla v porostu vytýčena jednorázová inventarizační plocha. Dále bylo pracováno v rámci celé porostní skupiny, kde byly číslováním stabilizováni všichni jedinci jedle. V porostní skupině bylo následně vybráno 52 ks kvalitních jedinců jedle bez známek poškození, v dostatečných rozestupech tak, aby se vybrané stromy neovlivňovaly a aby zároveň případné uvolnění vybraného je-

Tab. 1: Základní dendrometrické charakteristiky smíšeného porostu jedle s bukem ve věku 24 let
 Table 1: Basic dendrometric characteristics of 24-year-old fir-beech mixed stand

Dřevina/Species	N (ks.ha ⁻¹)	Dg (cm)	G (m ² .ha ⁻¹)
JD/Fir	1 222	15,8	23,9
BK/Beech	1 556	9,3	10,5
DB/Oak	83	10,8	0,8
BR/Birch	56	4,6	0,1
Celkem/Total	2917		35,3

N – počet stromů/number of trees, Dg – výčetní tloušťka/d.b.h., G – výčetní základna/basal area

dince neovlivnilo ostatní vybrané stromy. Následně byli vybraní jedinci seřazeni do dvojic tak, aby si stromy v dané dvojici co nejvíce odpovídaly výčetní tloušťkou a losem byl z každé dvojice určen strom kontrolní a strom určený k uvolnění od 1–2 konkurentů představovaných bukem nebo jedlí. Jednalo se tedy o pozitivní zásah převážně v porostní úrovni.

U všech stromů byla měřena výčetní tloušťka průměrkou na začátku růstové sezóny před zásahem a na konci růstové sezóny po zásahu. Na 52 sledovaných jedinců jedle byly také instalovány páskové dendrometry (a změřen obvod kmene pásmem na počátku měření) s měsíční periodicitou odečítání. Počáteční výčetní tloušťka těchto stromů se pohybovala v rozmezí od 9,3 cm do 24,7 cm.

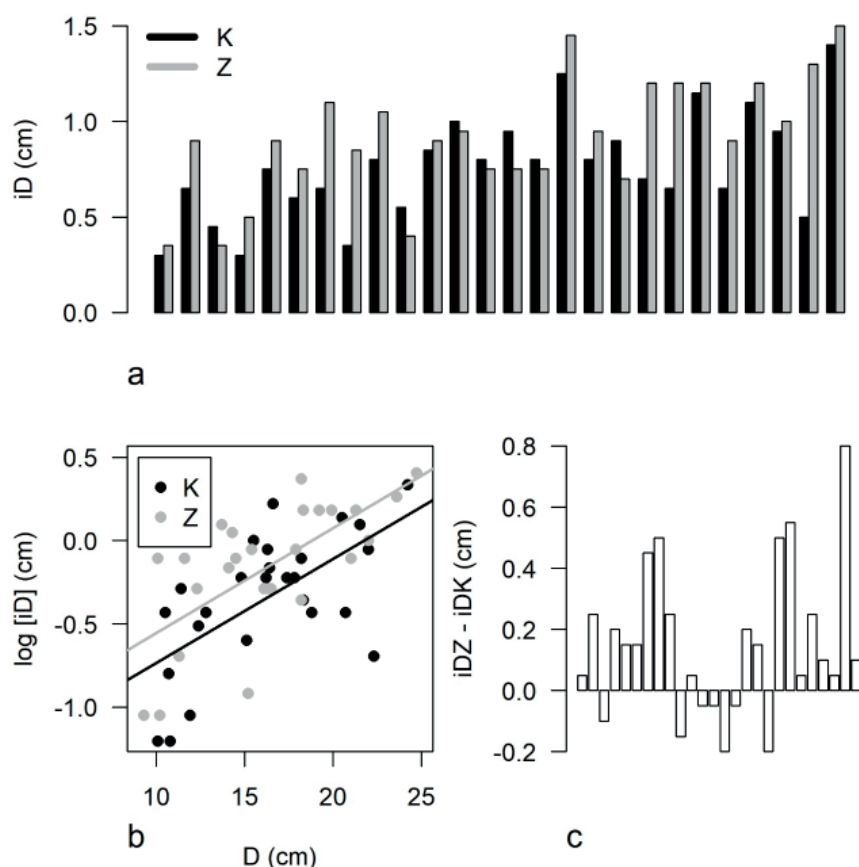
Rozdíly v tloušťkovém přírůstu uvolněných a kontrolních stromů byly testovány párovým t-testem s logaritmicky transformovanou hodnotou tloušťkového přírůstu. Transformace vedla k dosažení předpokladu aditivity, jak je patrné z rovnoběžnosti regresních přímek zobrazujících závislost logaritmu tloušťkového přírůstu na počáteční výčetní tloušťce stromu (Obr. 1b). Analýza byla provedena v jazyce R 3.6.3. (R CORE TEAM 2020).

VÝSLEDKY

Tloušťkový roční přírůst uvolněných jedinců jedle představoval v průměru 120 % (95% interval spolehlivosti: 106–138 %) přírůstu stromů kontrolních ($t = 2,9058$; $df = 25$; $p\text{-value} = 0,008$). Tloušťkový přírůst jednotlivých kontrolních stromů se pohyboval v rozmezí 0,30–1,40 cm a u uvolněných stromů v rozmezí 0,35–1,50 cm (Obr. 1a).

Tloušťkový přírůst byl pozitivně korelován s výčetní tloušťkou stromů na počátku růstové sezóny (Obr. 1b). Bez použití logaritmické transformace tloušťkového přírůstu se vzdálenost regresních křivek pro kontrolní a zásahové stromy zvětšovala s narůstající výčetní tloušťkou. Po logaritmické transformaci jsou regresní přímky prakticky rovnoběžné, což ukazuje na aditivní vliv.

Z celkového počtu 26 párů stromů byl zaznamenán vyšší tloušťkový přírůst uvolněných stromů u 19 párů stromů, v případě 7 párů byl zaznamenán opačný efekt. Nejvyšší kladný rozdíl v tloušťkovém přírůstu mezi uvolněným a neuvolněným stromem činil ca 0,8 cm, nejnižší záporný rozdíl ca -0,2 cm (Obr. 1c).



Obr. 1: Roční tloušťkový přírůst iD jednotlivých dvojic stromů (a), závislost logaritmu tloušťkového přírůstu na výčetní tloušťce D (b) a rozdíly v přírůstu mezi jednotlivými páry uvolněných (Z – zásah) a kontrolních (K – kontrola) stromů (c)

Fig. 1: Annual diameter increment iD of individual pairs of trees (a), dependence of the diameter increment logarithm of D - d.b.h. (b) and the differences of increment between individual pairs of released (Z - thinned) and unthinned (K - control) trees (c)

DISKUSE A ZÁVĚR

V případě jedle je (podobně jako u jiných dřevin) na místě aktivní výchova zejména v mladším věku (KREJZLÍK 1958). Cílem výchovy je co nejvíce zachovat rozrůzněnost v porostních skupinách, tj. podpořit přírůst a vitalitu nadějných jedinců a zajistit zachování dostatečně dlouhých a pravidelných korun (KADLUS, ZAKOPAL 1970, POLENO et al. 2009), ovšem při zachování aspoň částečného vertikálního zápoje. Výchovou v mlazinách a tyčovinách je třeba intenzivně podpořit nejlepší předrůstavé jedince a pokud jich není k dispozici dostatečný počet nebo jsou rozmístění příliš nepravidelně, je třeba postupně, úrovněnými zásahy s různou intenzitou takové jedince vytvářet (KADLUS, ZAKOPAL 1970). V našem experimentu šlo již o výchovu v tyčovině, která ale vzhledem k předchozím provoz-

ním zásahům nebyla z hlediska výchovy zanedbaná a v porostu se nacházel dostatek kvalitních jedinců, jejichž uvolněním velmi pravděpodobně nebude ohrožena stabilita porostu.

Pokles délky koruny pod hranici $\frac{1}{4}$ kmene vede k oslabení jedle a k jejímu ústupu z porostů (KREJZLÍK 1972b). Z pohledu kvality produkce uvádí důležitý poznatek KREJZLÍK (1972a), že příliš krátké koruny, a tím snížení možnosti transpirace, jsou u jedle důvodem možného hromadění vody v kmenech a následného vzniku odlupčivosti a dalších vad. Také je třeba brát v úvahu vliv výchovných zásahů na ovlivnění porostního prostředí (KREJZLÍK 1958, AUSSENAC 2000, ČATER 2015, ČATER, POKORNÝ 2016), tj. snížení porostní intercepce, ovlivnění tepelného režimu, změny v množství opadu a celkové ovlivnění koloběhu živin. Tyto efekty jsou však pozorovatelné až s odstupem několika růstových sezón a nemohou být detekovány v prvním roce po provedení zásahu.

Akcelerace tlušťkového přírůstu uvolněných stromů po provedených výchovných zásazích v mladých porostech byla zaznamenána prakticky u všech našich hospodářských dřevin. Pozitivní reakce na výchovný zásah, průkazná již v první růstové sezóně, byla zaznamenána u podúrovně v mladých bukových porostech (REMEŠ et al. 2015). V plně zapojených starších (ca 60letých) porostech jedle s bukem bylo zjištěno, že dominantní stromy reagují více na klimatické extrémy ve srovnání se stromy podúrovňovými a potlačenými (LEBOURGEOIS et al. 2014).

Vzhledem k designu pěstebních experimentů bývá efekt výchovy prokazatelný nejdříve po 2–3 růstových sezónách. Akcelerace tlušťkového přírůstu není zpravidla provázána výraznou akcelerací přírůstu výškového, což dává dobrý předpoklad pro snížení (či zmírnění nárůstu) štihlостního kvocientu a dosažení lepších parametrů statické stability jednotlivých stromů i celých porostů.

V našem experimentu byla zachycena průkazná akcelerace tlušťkového přírůstu většiny uvolněných jedlí již v první růstové sezóně. V další fázi výzkumu bude sledován vliv výchovy na zachování dostatečné délky korun a vývoj statické stability i kvality kmene uvolněných jedinců.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl na základě institucionální podpory Ministerstva zemědělství České republiky MZE-RO0118 a řešení projektu QK1910292 „Postupy pro podporu jedle bělokoré v lesním hospodářství ČR“.

LITERATURA

- AUSSENAC G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57: 287–301.
- ČATER M. 2015. Thinning effect on soil respiration in silver fir, beech and spruce predominating adult forest stands. In: Houšková K., Černý J. (eds.) *Proceedings of Central European Silviculture*. Křtiny, 2. 9.–4. 9. 2015. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 154–163.
- ČATER M., POKORNÝ R. 2016. Beech and silver fir response varies between man-

- aged and old growth forests. In: Kacálek D., Novák J., Nováková K., Součková J. (eds.) Funkce lesa v měnících se podmínkách prostředí. Proceedings of Central European Silviculture. Dobruška, 30.–31. 8. 2016. Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 123–130.
- KADLUS Z., ZAKOPAL V. 1970. Pěstování jedle ve světle nových poznatků. Zprávy lesnického výzkumu, 16, 1: 24–32.
- KORPEL Š., VINŠ B. 1965. Pestovanie jedle. Bratislava, Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry: 340 s.
- KREJZLÍK J. 1958. Pro záchranu jedlin v oblasti středočeských chlumů na Křivoklátsku. Lesnická práce, 37, 3: 117–123.
- KREJZLÍK J. 1972a. K obnově jedle a její výchově na hlubokou korunu v oblasti středočeských chlumů. Lesnická práce, 51, 8: 356–363.
- KREJZLÍK J. 1972b. K obnově jedle a její výchově na hlubokou korunu v oblasti středočeských chlumů. Lesnická práce, 51, 9: 396–403.
- LEBOURGEOIS F., EBERLÉ P., MÉRIAN P., SEYNAVE I. 2014. Social status-mediated tree-ring responses to climate of *Abies alba* and *Fagus sylvatica* shift in importance with increasing stand basal area. Forest Ecology and Management, 328: 209–218.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V. 2009. Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 951 s.
- REMEŠ J., BÍLEK L., NOVÁK J., VACEK Z., VACEK S., PUTALOVÁ T., KOUBEK L. 2015. Diameter increment of beech in relation to social position of trees, climate characteristics and thinning intensity. Journal of Forest Science, 61, 10: 456–464.
- R CORE TEAM 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostupné na: <https://www.R-project.org/>.
- TINNER W., COLOMBAROLI D., HEIRI O., HENNE P.D., STEINACHER M., UNTENECKER J., VESCOVI E., ALLEN J.R.M., CARRARO G., CONEDERA M., JOOS F., LOTTER A.F., LUTERBACHER J., SAMARTIN S., VALSECCHI V. 2013. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. Ecological Monographs, 83: 419–439.

KALAMITA ANTONÍN – DESET LET POTÉ

CALAMITY ANTONÍN – TEN YEARS AFTER

ANTONÍN MARTINÍK, ADÉLA STLOUKALOVÁ, MATUŠ SENDECKÝ

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic, antonin.martinik@mendelu.cz

ABSTRACT

The paper deals with forest regeneration on disturbed (clearing) plots that emerged after windthrow "Antonín" in 2010 in the TFE Křtiny. The regeneration was monitored on 13 plots in total size of 29 hectares. Detailed investigation was held on five plots. Two plots were localized in even-aged forest, two in continuous cover forest and one in nature reserve. Both main tree species of artificial regeneration (European beech, Norway spruce) pointed out the unsuitability of their cultivation in the given conditions. Spruce was suffering of drought, beech was damaged by climatic extremes and rodents. Natural regeneration on analysed plots was usually higher than artificial regeneration. Plots in even-aged stands were mostly composed by pine, birch and larch. Plots in continuous cover forest were mostly composed by fir, valuable broad-leaved species were also present (oak, maple). Tree species composition chosen for the artificial regeneration in nature reserve was suitable for the site conditions (beech, oak) but its spatial distribution and mixing could correspond more with biological principles.

Keywords: Training Forest Enterprise Křtiny, hurricane, silvicultural concepts, regeneration,

ABSTRAKT

V článku je analyzována obnova na kalamitních holinách vzniklých v roce 2010 na ŠLP Křtiny. Stav obnovy byl monitorován na 13 plochách o celkové velikosti 29 hektarů. Podrobné šetření proběhlo na pěti plochách, z čehož dvě byly v lese pasečném, dvě v lese výběrném a jedna v přírodní rezervaci. Stav obnovy obou hlavních dřevin využitých v umělé obnově - buku i smrku ukázal na nevhodnost jejich kultivace v daných podmínkách; smrk často prosychá, buk je poškozován klimatickými extrémy a hlodavci. Početnost dřevin přirozené obnovy často převyšovala množství obnovy, která byla vysázená uměle. V lese pasečném převažovala borovice, modřín a bříza, v lese výběrném jedle; dále zde byly zastoupeny cenné listnaté dřeviny - dub, javor, příp. habr. Zvolené dřeviny umělé obnovy (buk a dub) v přírodní rezervaci sice odpovídaly stanovišti, prostorový pořádek a způsob smíšení umělé obnovy, ale nebyl biologicky optimální.

Klíčová slova: ŠLP Křtiny, orkán, způsoby hospodaření, obnova

Úvod

Lesní hospodářství postihují kalamity od dob svého vzniku, tedy rámcově od přelomu 18. a 19. století (NOŽIČKA 1957). Pomineme-li současnou tzv. kůrovcovou kalamitu, jejíž primární důvody lze hledat jinde než v hmyzí gradaci, dlouhodobě působí největší kalamity silný vítr (ZPRÁVA 2020; SIMANOV 2013). V evropském kontextu lze připomenout kalamitu Vivian z roku 1990, která vedla k poškození 100 mil. m³ dřeva, nebo Kyrill z roku 2007, kterému padlo jen v ČR za obět 12 mil. m³ dřeva (LIŠKA, TUMA 2008). Kromě těchto velkých disturbancí (kalamit), byly lokálně významné i další události; ve středoevropském kontextu je známa kalamita, která postihla Vysoké Tatry v roce 2004, kdy bylo poškozeno 12 tis. ha lesa, a 2,3 mil. m³ dřeva. Lokální charakter měl i orkán, který se prohnal přes Dražanskou vrchovinu v roce 2010.

Dne 12. 6. 2010 v odpoledních a večerních hodinách přecházela od severozápadu až západu přes Českou republiku zvlněná studená fronta způsobující silné bouřky a nárazy větru, které místy přesáhly 20 m·s⁻¹, ojediněle 25 m·s⁻¹. Zasažená byla jižní část Českomoravské vrchoviny (ČHMÚ 2021). Silný vítr o síle orkánu, který se ten den prohnal územím Dražanské vrchoviny (PLO 30) způsobil větrnou kalamitu, která dostala název Antonín. Majetky zasažené touto kalamitou byly Lesy města Brna, a.s. a Školní lesní podnik „Masarykův les“ Křtiny (dále jen ŠLP Křtiny) (NESHYBA 2010; DOBROVOLNÝ et al. 2011). Na území ŠLP Křtiny prošel silný vítr pásmem v severní části podniku od Lelekovic přes Adamov a Olomučany po Jedovnice, vzniklo zde asi 77 ha kalamitních ploch (holin), kde se vytěžilo přibližně 60 000 m³ dříví (MAUER 2011; ŠLP ML KŘTINY 2010). V rámci podniku vítr nejvíce zasáhl lesy v okolí obcí Rudice a Jedovnice spadající pod polesí Habrůvka, kde bylo zaznamenáno 121 kalamitních ploch o celkové výměře 57,19 ha. Výměra jednotlivých ploch se pohybovala v rozpětí od 0,03 – 3,9 ha (ŠLP ML KŘTINY 2010). Naprostá většina ploch vznikla v lese pasečném, pouze dvě plochy byly vylišeny v převodu na les výběrný a jedna v přírodní rezervaci Rakovec. V říjnu 2010 bylo na základě technologických karet provedeno zalesňování sazenicemi buku, dubu a smrku (MAUER 2011).

Na ŠLP Křtiny je dlouhodobě praktikováno tzv. přírodě bližší lesní hospodářství (TRUHLÁŘ 1996), přesto i v čase kalamity Antonín zde byly plošně rozsáhlé, jehličnaté, a to především smrkové monokultury (DOBROVOLNÝ et al. 2011). Postupující globální klimatická změna, požadavky společnosti a odborné znalosti přitom vedou k dalšímu rozšiřování a širšímu uplatňování konceptu přírodě bližšího hospodaření (BRANG et al. 2014; BEDNÁŘ 2019; FERKL 2017). Ke změně hospodaření lze přitom přistupovat nejen v období klidu, tedy ve stávajících porostech, ale také v období post-kalamitním (KOZEL 2008; FERKL 2017).

Cílem předkládaného příspěvku je zhodnotit stav a úspěšnost obnovy na holinách vzniklých v roce 2010 na polesí Habrůvka ŠLP Křtiny po větrné kalamitě Antonín. Dílčími cíli práce jsou:

Zhodnocení úspěšnosti umělé obnovy lesa na kalamitních holinách;

Posouzení stavu a perspektivy uplatnění přirozené obnovy na vzniklých holinách;

Analyzovat rozdíly ve stavu obnovy podle způsobu hospodaření – les pasečný, převod na les nepasečný (les výběrný) a přírodní rezervace.

MATERIÁL A METODY

Studovaná oblast

Zájmovou oblastí, kde se uskutečnila terénní šetření, je polesí Habrůvka ŠLP Křtiny, které spadá do přírodní lesní oblasti 30 – Dražanská vrchovina. Polesí Habrůvka hospodaří na ploše 4 108 ha, z čehož na porostní půdu připadá 3 979 ha. Většina lesní půdy spadá pod kategorie lesa zvláštního určení – 3 831 ha; pouze méně než 4 % – necelých 150 ha připadá na lesy ochranné. V lesích zvláštního určení převažuje hospodářství pasečné, výběrně (dlouhodobý převod) se zde hospodaří na ploše přibližně o velikosti 150 ha. Na polesí Habrůvka se dále rozkládá sedm maloplošných chráněných území (rezervací) o celkové výměře cca 200 ha.

Porosty na polesí Habrůvka se nacházejí v 1. až 5. lesním vegetačním stupni (LVS). Převažuje třetí (57 %) a čtvrtý (37, 5 %) LVS. Z hospodářských jednotek dominuje bukové hospodářství na živných stanovištích (CHS 44). V dřevinné skladbě převažují buk, smrk, jedle, modřín a borovice, jejichž zastoupení kolísá v závislosti od konkrétních porostních skupin, stanovištních podmínek a způsobu hospodaření.

Rezervací, která byla postižena kalamitou Antonín a kde proběhla terénní šetření této práce je přírodní rezervace (PR) Rakovec. PR Rakovec má výměru 37 ha a je zřízena za účelem zachování přírodě blízkých až přirozených lesních společenstev a respektování jejich dynamického vývoje a přírodních procesů jedludubových bučin na kulmské drobě (CHALUPA, PRAŠIVKOVÁ 2011).

Výběr porostních skupin

Vlastní šetření byla dvouúrovňová – inventarizace a podrobná šetření. Z celkového počtu, na polesí Habrůvka k obnově vylišených 121 kalamitních ploch o výměře 57,19 ha, bylo k inventarizaci vybráno 13 prvků o celkové výměře 29,44 ha (51 % z celkové výměry ploch na polesí). Vybrány byly větší, snadno identifikovatelné prvky; pouze v převodu na les výběrný, kde vznikly jen dva prvky, byly do šetření zahrnuty i tyto malé plochy (Tab. 1).

Na všech k inventarizaci vybraných plochách byly pochůzkou v roce 2020 hodnoceny parametry zajištěnosti, a to dle vyhlášky č. 139/2004 Sb. Současně s hodnocením dřevinné skladby, velikosti rostlin a porostních mezer byl hodnocen zdravotní stav dřevin a potřeba výchovného zásahu. Z vybraných třinácti holin byly ve třech případech dva na sebe navazující prvky sloučeny a zajištění bylo posuzováno společně, naopak u dvou prvků byly vzhledem k variabilitě v porostních poměrech vylišeny v rámci jednoho prvku dvě dílčí plochy – celkem tak bylo zajištění hodnoceno pro 12 ploch.

K podrobnému šetření bylo následně vybráno pět ploch, přitom dvě spadaly do lesa pasečného, dvě do převodu na les výběrný a poslední plochou byla jediná holina, resp. její část, která vznikla v přírodní rezervaci Rakovec (Tab. 1).

Tab. 1: Základní charakteristiky vybraných porostů (prvků) na ŠLP Křtiny
 Table 1: Basic characteristic of chosen stands, TFE Křtiny

Plocha <i>Research plot</i>	JPRL <i>Stand ID</i>	SLT (CHS)	Kalamitní plocha <i>Clearing area</i> (ha)	Umělá obnova <i>Artificial regeneration</i> (%)
1 A1				SM 65, BK 35
1 A2	146D8	4K (42)	1,65	BK 100
2	189A10a	4O (46)	0,36	SM 100
3	187B10	4S (44)	0,21	DBZ 100
4	181A8	4S (44)	1,26	BK 56, SM 44
5	174E9	4S (44)		
6	174E8	4B (44)	0,56	SM 100
7	174D8			
8	174D6	3K (43)	1,4	SM 50, BK 50
9 B1			0,43	SM 100
9 B2	116Ev^a	3S (44)	0,07	SM 100
10 C	187C10^b	4S (44)	0,21	DBZ 50, BK 50
11	145B10a	4S (44)		
12	145A10	3W (34)	2,35	SM 50, BK 50
13	175C10	3B (44)	1,22	BK 54, SM 46

^ales v převodu, ^bpřírodní rezervace

^astand conversion, ^bnatural reservation

SM – Norway spruce, BK – European beech, DBZ – Sessile oak

Podrobná šetření probíhala na ploše v pravidelné síti kruhových zkusných plošek, jejichž počet byl dán velikostí holiny (6–48 plošek). Plošky o velikosti 20 m² byly vytyčeny v rozestupu 20 metrů. Na těchto kruhových zkusných ploškách byly zjišťovány tyto parametry: druh a původ dřeviny a dále výška v řazení do intervalu do 1 m, 1,1–2,0 m, 2,1–4,0 m, +4 m. Zjištěné výsledky byly následně tabelárně a graficky zpracovány v programu Excel.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Umělá obnova na inventarizovaných plochách byla provedena v souladu s technologickými kartami (DOBROVOLNÝ et al. 2011; MAUER 2011). Kromě dvou ploch, kde byl navržen a následně i vysázen dub, byly k umělé obnově využity pouze dvě dřeviny, a to buk a smrk (Tab. 1). Dlouhodobé poznatky lesnického výzkumu, ale i praxe, přitom naznačují, že jak v případě smrku, tak i buku se jedná o dřeviny k obnově lesa na kalamitních holinách v daných podmínkách zcela nevhodné (ZAKOPAL 1955; KOŠULÍČ 2010; MARTINÍK et al. 2014; ČERMÁK et al. 2016).

Buk je výrazně klimaxovou dřevinou a na kalamitních holinách trpí přísušky, hlodavci a jeho kmen nedosahuje takové kvality jako v porostech z přirozené obnovy,

nebo podsadby (LEONHARDT, WAGNER 2006, BEDNÁŘ et al. 2012). Opakované poškození buku mrazem a hlodavci na holinách bylo jednou z příčin hodnocení pěti, z celkem třinácti ploch, jako nezajištěných (Tab. 2). Buk na těchto plochách nebo jeho částech nedosahoval výšky, při níž je odrostlý nepřízní klimatu, zvěři a buření; poškozování buku hlodavci bylo přitom zaznamenáno i u odrostlých jedinců a často vedlo k jeho mortalitě. U smrkových výsadeb sice nebyly pozorovány symptomy poškození hlodavci nebo mrazem, na řadě míst ale mladé porosty smrku prosychají a v některých místech část jedinců již odumřela. Primární příčinou

Tab. 2: Stav obnovy na vybraných plochách deset let po kalamitě Antonín v porostech na ŠLP Křtiny

Table 2: Regeneration of selected plots ten years after Antonín windthrow calamity in stands of TFE Křtiny

Plocha/ Research plot	JPRL/ Stand ID	Zastoupení dřevin (%) Species composition (%)	Zajiš- těnost Estab- lished	Zdra- votní stav Health	Potřeba zá- sahu Need for interven- tion
1 A1	146D8	SM 41, BO 18, BK 17, MD 12, BR 10, JIV 2	+	I	-
1 A2		BK 48, SM 32, MD 9, BO 4, JIV 4, BR 3	+	I	-
2	189A10a	SM 88, BO 5, MD 5, BR 1, BK 1	+	I	-
3	187B10	DBZ 89, BK 5, SM 5, BR 1, LP	+	I	-
4	181A8	BK 50, SM 40, BO 4, MD 4, JIV 1, OS 1, JR, JV	+	II	-
5	174E9	SM 50, BK 35, BO 7, DBZ 5, DG	-	II	+
6	174E8	3, TR, BRK			
7	174D8	DG 30, BK 25, SM 25, BO 12, BR	+	I	+
8	174D6	2, DBZ 2, JR 2, JIV 2			
9 B1	116Ev ^a	JD 60, SM 24, DBZ 5, HB 5, BO 4, BK 2	-	I	-
9 B2		SM 44, JD 25, HB 18, JV 8, DG 2, MD 1, BK 1, BA 1	-	I	-
10 C	187C10 ^b	DBZ 55, BR 28, BK 10, MD 4, SM 2, JIV 1	+	I	-
11	145B10a	SM 50, BK 30, MD 15, BO 3, BR	-	III	-
12	145A10	2, JD			
13	175C10	BK 49, BO 17, SM 17, DBZ 17	-	II	-

SM – Norway spruce, JD – silver fir, BO – pine, MD – European larch, DG – Douglas fir, BK – European beech, DBZ – Sessile oak, BR – birch, JR – rowan, OS – aspen, LP – linden, JV – maple, HB – European hornbeam, JIV – Goat willow, TR – Wild cherry, BRK – Wild service trees, BA – Field maple

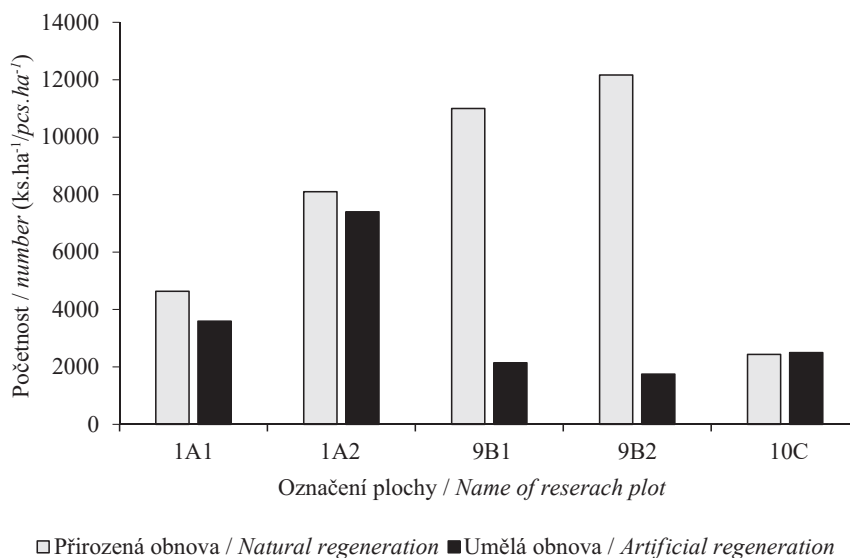
^a les v převodu/stand conversion, přírodní rezervace/nature reserve, bez označení – pasečný les/without index- even age forest

+ yes, - no, I – good, II – mean, III – bad

toho jevu jsou stanovištní podmínky (3.-4. LVS, viz Tab. 1), které lze i vzhledem k probíhající klimatické změně vnímat jako pro smrk zcela nevhodné (HOLUŠA, LIŠKA 2002; HLÁSNÝ et al. 2011; ČERMÁK et al. 2016).

Problémové odrůstání vysázených dřevin na holinách bylo vyvažováno spontánní obnovou dřevin pionýrských a světlomilných – břízy, osiky, borovice, modřínu, případně i douglasky (Tab. 2). Podíl těchto dřevin v obnově lesa pasečného ve většině případů převyšoval 10 % zastoupení, někde tvořil i 30 %. Vzhledem k věkové fázi těchto porostů, existuje vysoký předpoklad, že by cílenou výchovou mohly tyto dřeviny v dospělých porostech tvořit složku vedlejší nebo i hlavní. Uvedený podíl především v případě břízy, vrby a osiky by mohl být i vyšší – tyto dřeviny byly z porostů odstraňovány v rámci intenzivní pěstební péče o mladé porosty. Celkově nižší podíl světlomilných dřevin v obnově byl detekován v lese výběrném, kde se výrazněji uplatňuje jedle (Tab. 2).

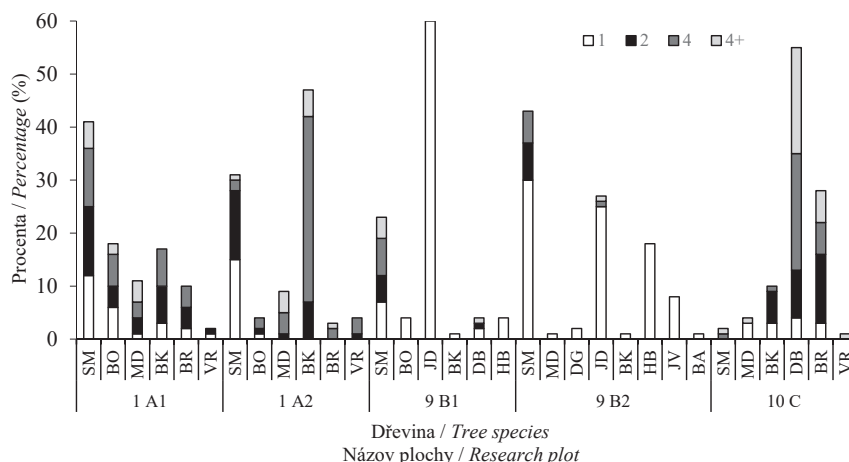
Podrobná šetření ve vybraných porostech dále upřesnila zjištěné skutečnosti (Obr. 1, 2). V porostech lesa pasečného byla v porovnání s lesem výběrným zjištěna vyšší početnost dřevin z umělé obnovy, která byla dána volbou dřeviny (Tab. 1, Obr. 1). Na rozdíl od lesa výběrného, kde byl uměle vysázen pouze smrk (plochy 9B1, 9B2 – viz Obr. 1), v lese pasečném byla obnova provedena kromě smrku i bukem (Tab. 1). Zjištěná nízká početnost dřevin umělé obnovy v PR Rakovec je způsobena mezernatostí mladého porostu, a tedy i vysokými ztrátami v umělé obnově (Tab. 3).



Obr. 1: Průměrný počet jedinců z přirozené a umělé obnovy ve vybraných porostech na ŠLP Křtiny

Fig. 1: Average number of individual seedlings regenerated naturally and artificially in analysed stands of TFE Křtiny

V lese výběrném byla naproti tomu zaznamenána vyšší početnost přirozené obnovy, a to jak v porovnání s lesem pasečným, tak s umělou obnovou (Obr. 1). Na rozdíl od porostu lesa pasečného se přitom jedná o stanoviště živná, s vyšším rizikem zabuřnění, a tedy i s nižším potenciálem pro přirozenou obnovu (PRŮŠA 2001). Současně ale platí, že holiny vzniklé po kalamitě Antonín, byly v lese výběrném výrazně menší než v lese pasečném, což se následně odrazilo ve větší početnosti přirozené obnovy. Potvrzeny tak byly předpoklady větší rezistence lesa výběrného a snadnější post-disturbanční obnovy v tomto typu lesa (TUŽINSKÝ et al. 2011; SCHÜTZ 2011).



Obr. 2: Zastoupení dřevin na ploškách v analyzovaných porostech podle výškových tříd v porostech na ŠLP Křtiny (zkratky dřevin – viz Tab. 2)

Fig. 2: Species composition in patches and height classis within analysed stands in TFE Křtiny (for explanation of tree species acronyms – see Table 2)

V přirozené obnově lesa pasečného převažují světlomilné dřeviny, v lese výběrném jedle; nalezneme zde ale i druhy, které se v lese pasečném nevyskytují vůbec (Obr. 2). Jedná se o listnaté druhy jako je habr, dub, nebo javor, tedy o dřeviny s vysokým potenciálem odolávat suchu – les výběrný tak naznačuje svou vysokou adaptabilitu (ČERMÁK et al. 2016).

Rozložení četností přirozené obnovy na ploškách lesa pasečného a výběrného bylo obdobné, pouze ve výjimečných případech byly plošky zcela bez přirozené obnovy (Tab. 3). V případě obnovy umělé, zjištěná četnost plošek s chybějícími rostlinami rovněž naznačuje víceméně rovnoměrné rozložení rostlin po ploše. To neplatí u PR Rakovec, kde v části plochy s vysazeným bukem byly zjištěny plošky zcela bez umělé obnovy. Umělá obnova dubu (místy), ale především buku se zde vlivem nepříznivých podmínek (klíma, zvěř, hlodavci) nezdařila. Cílem a posláním PR Rakovec je uchování a studování dynamiky společenstev bukových doubrav (CHALUPA, PRAŠIVKOVÁ 2011). V době kalamity se v PR Rakovec nacházel také stejnověký dospělý smrkový porost, který byl z velké části kalamitou Antonín rozvrácen. Zvolená dřevinná skladba umělé obnovy – buk a dub sice odpo-

Tab. 3: Relativní (%) četnost plošek s výskytem obnovy ve vybraných plochách na ŠLP Křtiny

Table 3: Relative (%) distribution of frequency of regeneration on patches in analysed plots in selected stands of Forest Enterprise Křtiny

Plocha/ Research plot	Zastoupení Composition							
	Přirozená obnova Natural regeneration (%)				Umělá obnova Artificial regeneration (%)			
	Počet jedinců / Number of trees				Počet jedinců / Number of trees			
	0	1-3	3-10	10+	0	1-3	3-10	10+
1 A1	0	10,4	62,5	27,1	2,1	35,4	33,3	29,2
1 A2	0	0	30	70	0	0	10	90
9 B1	5,9	17,6	29,4	47,1	0	23,5	76,5	0
9 B2	0	0	50	50	16,7	16,7	66,6	0
10 C	28,6	28,5	42,9	0	50	12,5	25	12,5

vidá stanovišti, z hlediska naplňování cílů a posláních rezervace, ale nebyla obnova provedena optimálně. Vhodnější by bylo jednotlivé, řadové nebo skupinové smíšení těchto dřevin a nikoliv plošná, prostorově oddělená výsadba buku a dubu. Za úvahu by stálo i využití nižších hektarových počtů a ponechání části ploch zcela bez zásahů – v přirozené obnově se zde hojně vyskytovala bříza (Obr. 2), jakožto nosná dřevina přípravného lesa po alochtonních smrčínách v dané oblasti (MARTINÍK et al. 2014). Uvedené postupy by tak více odpovídaly biologickým principům.

ZÁVĚR

Provedená šetření ukázala, že obnova lesa na vzniklých holinách byla uskutečněna v souladu s technologickými kartami, podle kterých byla v naprosté většině případů navržena umělá obnova smrkem a bukem. Vysázený buk je na kalamitních holinách stresován klimatickými činiteli, buření a hlodavci. Smrk sice odrůstá lépe, na řadě míst ale bylo zaznamenáno jeho prosychání. Vysoký podíl obnovy na holinách tvoří přirozená obnova, která je v lese pasečném zastoupena světlo-milnými, především jehličnatými dřevinami (modřín, borovice), v lese výběrném pak jedlí. Současně byly v obnově lesa výběrného zaznamenány také suchu snášející listnaté dřeviny, jako je dub, javor nebo habr. Dřevinná skladba umělé obnovy v přírodní rezervaci sice odpovídá stanovišti, prostorové uspořádání obnovy, ale neodpovídá biologickým východiskům.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl díky finanční podpoře projektu NAZV „Komplexní řešení obnovy a pěstování lesa v oblastech s rychlým velkoplošným hynutím lesa“ č. QK1920328.

LITERATURA

- BEDNÁŘ P. 2019. Vývoj nepasečného lesnictví v globálním měřítku. *Lesnická práce*, 5: 22–25.
- BEDNÁŘ P., VANĚK P., KREJZA J. 2012. Vliv velikosti holosečného obnovního prvku na vývoj bukových kultur. *Zprávy lesnického výzkumu*, 57, 4: 337–343.
- BRANG P., SPATHELF P., BO LARSEN J. et al. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87, 4: 492–503, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>
- ČERMÁK P., ZATLOUKAL V., CENCIALA E., POKORNÝ R. et al. 2016. Katalog lesnických adaptačních opatření. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 152 s.
- ČHMÚ 2021. Význačné počasí – červen 2010 [online; cit. 2021-02-24]. Dostupné na: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/om/vyznacne_pocasi/2010/VP_06_2010.pdf.
- DOBROVOLNÝ L., HURT V., MARTINÍK A. 2011. Založení experimentální plochy s různými způsoby obnovy lesa na ploše po větrné kalamitě. In: Kacálek D. et al. (eds.) *Stabilizace funkcí lesa v antropogenně narušených a měnících se podmínkách prostředí*. 12. mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů. Opočno, 28.–29. června 2011. Opočno, VÚLHM – VS: 43–54.
- FERKL V. 2017. Nepasečné hospodaření v lesích a ochrana přírody: 26 let poznatků z Klokočné [online; cit. 2021-03-30]. Dostupné na: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/nepasecne-hospodareni-v-lesich-a-ochrana-prirody/>.
- HLÁSNÝ T., HOLUŠA J., ŠTĚPÁNEK P., TURČÁNI M., POLČÁK N. 2011. Expected impacts of climate change on forests: Czech Republic as a case study. *Journal of Forest Science*, 57: 422–431.
- HOLUŠA J., LIŠKA J. 2002. Hypotéza hynutí smrkových porostů ve Slezsku (Česká republika). *Zprávy lesnického výzkumu*, 47: 9–15.
- CHALUPA J., PRAŠIVKOVÁ L. 2011. Plán péče o přírodní rezervaci Rakovec na období 2012-2022. Brno: 61 s.
- KOŠULIČ M. 2010. Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. Brno, FSC – Brno: 450 s.
- KOZEL H. 2008. Kalamita jako východisko přestavby lesních porostů. *Lesnická práce*, 12: 8–9.
- KULLA L., ŠEBEŇ V. 2012. An experiment with non-whole-area reforestation of calamity clearing on the demonstration area Husárik. *Lesnícky časopis - Forestry Journal*, 58, 3: 171–180.
- LEONHARDT B., WAGNER S. 2006. Quality aspects of advanced-planted beech under spruce shelter. *Forst und Holz*, 61, 11: 454–457. [German with English abstract]
- LIŠKA J., TUMA M. 2008. Ochrana lesa po orkánu Kyrill a vichřici Emma. *Lesnická práce*, 4: 14–16.
- MARTINÍK A., DOBROVOLNÝ L., HURT V. 2014. Comparison of different forest regeneration methods after windthrow. *Journal of Forest Science*, 60: 190–197.
- MAUER O. 2011. Zakládání lesů II. Učební text. Brno, MZLU v Brně: 216 s.

- NESHYBA J. 2010. Největší větrná kalamita v historii brněnských městských lesů, Lesnická práce, 9: 28–29.
- NOŽIČKA J. 1957. Přehled vývoje našich lesů, Praha, SZN: 459 s.
- PRŮŠA E. 2001. Pěstování lesů na typologických základech. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 590 s.
- SCHÜTZ J.P. 2011. Výběrné hospodářství a jeho různé formy: skripta k přednáškám Pěstění lesa II a Pěstění lesa IV. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 158 s.
- SIMANOV V. 2013. Nahodilé těžby. Lesnická práce, 92: 718–720.
- SIMANOV V. 2016. České lesy v datech a číslech. Praha, Národní zemědělské muzeum, s.p.o.: 400 s.
- ŠLP ML KŘTINY 2010. Technologické karty pro zalesnění po kalamitě Antonín – ŠLP ML Křtiny MENDELU. Křtiny, ŠLP Křtiny: 107 s.
- TRUHLÁŘ J. 1996. Pěstování lesů v biologickém pojetí – Průvodce po Školním lesním podniku „Masarykův les“ Křtiny. Křtiny, MZLU: 128 s.
- TUŽINSKÝ L., GREGOR J. et al. 2011. Větrná kalamita a smrekové ekosystémy. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 236 s.
- Vyhláška 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa [online; cit. 2021-03-30]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/print/cs/2004-139/zneni-20040401.htm?sil=1>.
- ZAKOPAL V. 1955. Zlepšené způsoby zalesňování rozsáhlých kalamitních holin na Křivoklátsku. Práce výzkumných ústavů lesnických, 8: 7–42.
- ZPRÁVA 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019 [online; cit. 2021-03-10]. Dostupné na: <http://eagri.cz/public/web/mze/lesy/lesnictvi/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-2019.html>.

PŘESTAVBA SMRKOBUKOVÝCH POROSTŮ V JIZERSKÝCH HORÁCH: DRUHOVÁ DIVERZITA PŘIROZENÉ OBNOVY

TRANSFORMATION OF SPRUCE-BEECH FORESTS IN THE JIZERSKÉ HORY MTS.: SPECIES DIVERSITY OF NATURAL REGENERATION

PROKÚPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., BRICHTA J., BULUŠEK D.

Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129,
165 00 Praha -Suchbát

ABSTRACT

The transformation of monocultures into richly structured mixed forests is one of the main adaptation strategies for forest management in the conditions of climate change. The objective of this paper was to evaluate the species composition and diversity of natural regeneration in 8 permanent research plots (PRP) in the Jizerské hory Mts. during the transformation of spruce-beech forests with the support of fir. The shelterwood system with the use of selective principles has been applied there since 1979 (advanced transformation – 4 PRP) and since 2000 (initial transformation – 4 PRP). The numbers of natural regeneration with a height above 1.5 m in PRP ranged from 4,666 to 23,666 pcs/ha, while a lower density of regeneration was found in advanced forest transformation (8,666 pcs/ha) compared to the initial ones (13,833 pcs/ha). Higher species diversity, especially richness and heterogeneity, was generally found in stands with advanced transformation. In the future, however, it is necessary to continue with the transformation of forest stands in order to achieve stable and richly structured forests with high diversity.

Keywords: Picea abies, Fagus sylvatica, Abies alba, silviculture, tree species composition

ABSTRAKT

Přestavba monokultur na bohatě strukturované smíšené lesy patří k jedné z hlavních adaptačních strategií hospodaření v lesích v podmínkách klimatické změny. Cílem tohoto příspěvku bylo zhodnocení druhové skladby a diverzity přirozené obnovy na 8 trvalých výzkumných plochách (TVP) v Jizerských horách v průběhu přestavby smrkových bučin s podporou jedle. Podrostní způsob hospodaření s využitím výběrných principů je zde aplikován od r. 1979 (pokročilá přestavba – 4 TVP) a od r. 2000 (počáteční přestavba – 4 TVP). Počet přirozené obnovy s výškou nad 1,5 m se na TVP pohyboval v rozmezí 4 666–23 666 ks/ha, přičemž nižší počet zmlazení se nacházel u pokročilých přestavb porostů (8 666 ks/ha) ve srovnání s počátečními (13 833 ks/ha). Vyšší druhová diverzita, zejména bohatost a různorodost byla celkově zjištěna v porostech s pokročilou přestavbou. Do budoucna je však nezbytné v přestavbě porostů pokračovat pro docílení stabilních a bohatě strukturovaných lesů s vysokou diverzitou.

Klíčová slova: Picea abies, Fagus sylvatica, Abies alba, pěstování lesa, druhová skladba

Úvod

Role lesních ekosystémů v krajině střední Evropy je naprosto zásadní, lesy tak plní celou řadu různých produkčních a mimoprodukčních funkcí. Právě ekologické funkce ve velké míře pozorujeme v případě přirozeného lesa (VACEK et al. 2010). Podstatná část lesů střední Evropy náleží smrkovým monokulturám, tato převaha však často vede k významným problémům v lesním hospodářství (SPIECKER et al. 2004). Reakcí na výše zmíněná fakta v posledních letech dochází k postupné změně přístupu k lesnímu managementu, která je motivovaná ideou trvale udržitelného lesnictví (VACEK et al. 2019). Postupně tak dochází k odklonu od preference jehličnatých monokultur směrem k podpoře porostů smíšených s vysokým podílem přirozené obnovy (SIMON et al. 2010; SLANAŘ et al. 2017).

Nejčastějším způsobem změny struktury lesů je jejich přestavba, kterou můžeme iniciovat např. cestou přirozené obnovy, ta mnohdy zaručuje vyšší adaptabilitu a stabilitu takových lesních porostů. (HASANOV et al. 2016; BOBROWSKI et al. 2015). Největší riziko při uplatňování přirozené obnovy je okus spárkatou zvěří (SENN, SUTER 2003), který je v tomto ohledu limitní z hlediska přírůstu jedinců obnovy, ale často je také původcem jejich mortality (SLANAŘ et al. 2017).

Příspěvek vznikl za účelem vyhodnocení přirozené obnovy smrkobukových porostů na území Jedlového dolu v Jizerských horách. Konkrétním cílem bylo porovnat druhovou skladbu přirozené obnovy s mateřským porostem v různých fázích přestavby porostů.

MATERIÁL A METODIKA

Studované trvale výzkumné plochy (TVP) se nacházejí v oblasti Jizerských hor, přesněji v lokalitě Jedlového dolu. Na těchto TVP pobíhá od r. 1979 (pokročilé přestavby: TVP 1–4) a od r. 2000 (počáteční přestavby: TVP 5–8) přestavba původně stejnověkých smrkobukových porostů v rámci podrostního způsobu hospodaření s využitím výběrných principů na bohatě strukturované smíšené porosty s vysokou druhovou diverzitou. Hlavní dřevinou je buk lesní (*Fagus sylvatica* L., BK) a smrk ztepilý [*Picea abies* (L.) Karst, SM], vtroušeně se zde vyskytuje jedle bělokorá (*Abies alba* Mill., JD), bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth, BR), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L., JR) a javor klen (*Acer pseudoplatanus* L., KL). Na TVP se délka vegetačního období pohybuje v rozmezí 120–140 dní s průměrnou teplotou okolo 10,7 °C. Úhrn srážek ve vegetačním období je v průměru okolo 650 mm. Geologické podloží tvoří porfyrická, středně zrnitá žula a půdním typem je modální kambizem.

Sběr dat proběhl na 8 TVP o velikosti 50×50 m (0,25 ha). Pro stanovení struktury přirozené obnovy bylo na každé TVP vytyčeno náhodně (RNG Excel) 6 subploch o velikosti 5×5 metrů. Z hlediska přirozené obnovy byli měřeni všichni jedinci s výškou ≥ 1,5 m a výčetní tloušťkou (DBH) < 4 cm. U každého jedince byla změřena pozice, výška, šířka koruny, výška nasazení zelené koruny a určena dřevina.

U jedinců přirozené obnovy byla z hlediska druhové skladby zhodnocena druhová různorodost (SHANNON 1948, SIMPSON 1949), druhová vyrovnanost (HILL 1973, PIELOU 1975) a druhová bohatost (MARGALEF 1958, MENHINICK 1964; Tab. 1).

Druhovná skladba a diverzita přirozené obnovy byla porovnána s mateřským porostem a rozdělena na počáteční a pokročilé přestavby.

Tab. 1: Přehled indexů popisující druhovou diverzitu přirozené obnovy a jejich interpretace

Tab. 1. Overview of the indices describing species diversity of natural regeneration and their interpretation

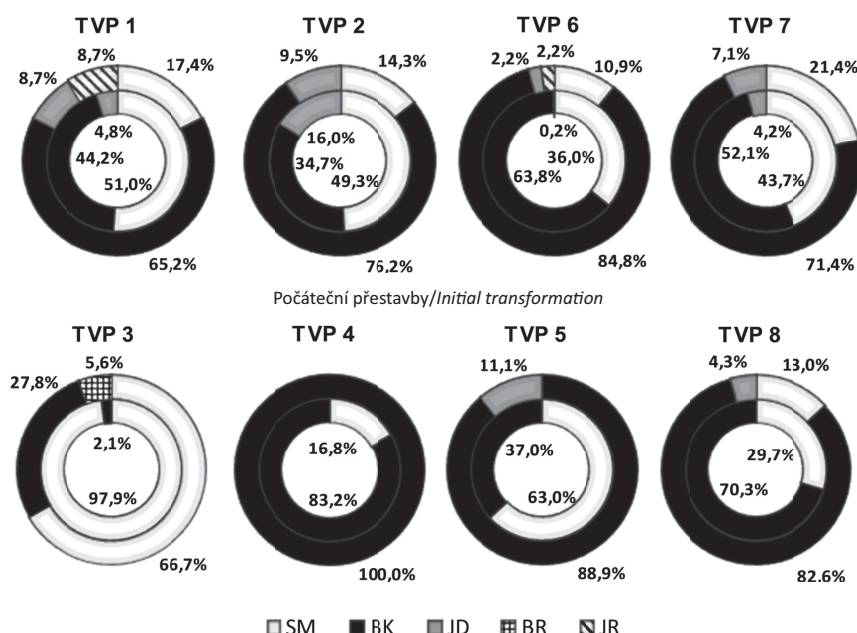
Ukazatel <i>Quantifiers</i>	Označení <i>Label</i>	Reference <i>Reference</i>	Hodnocení <i>Evaluation</i>
Různorodost <i>Heterogeneity</i>	H' (Shi) λ (Sii)	SHANNON (1948) SIMPSON (1949)	minimum H' (λ) = 0, vyšší H' (λ) = vyšší hodnoty minimum H' (λ) = 0, higher H' (λ) = higher values
Vyrovnanost <i>Evenness</i>	E_1 (Pi) E_2 (Hi)	PIELOU (1975) HILL (1973)	rozsah 0-1; minimum E = 0, maximum E = 1 range 0-1; minimum E = 0, maximum E = 1
Bohatost <i>Richness</i>	D_1 (Mai) D_2 (Mei)	MARGALEF (1958) MENHINICK (1964)	minimum D = 0, vyšší D = vyšší hodnoty minimum D = 0, higher D = higher values

VÝSLEDKY

Počet jedinců přirozené obnovy se na TVP pohyboval v rozmezí od 4 666 (TVP 7) do 23 666 ks/ha (TVP 4). U počátečních přestaveb se v průměru nacházelo 13 833 ks/ha, resp. 8 666 ks/ha na TVP s pokročilou přestavbou lesa. Přirozená obnova byla tvořena ze 74,4 % BK, 20,0 % SM, 3,3 % JD, 1,1 % JR a 1,1 % BR. Nejvyšší počet dřevin byl zjištěn na TVP 6 (BK 84,4 %, SM 10,9 %, JD 2,2 %, BR 2,2 %), zatímco přirozená obnova na TVP 4 byla tvořena pouze BK (100,0 %; Obr. 1).

Při porovnání s druhovou skladbou mateřského porostu, celkově napříč všemi TVP došlo u přirozené obnovy k poklesu zastoupení SM o 28,1 % a nárůstu BK o 25,3 %. U JD došlo k nárůstu podílu z 2,8 na 3,3 % a u ostatních vtroušených dřevin z 0,0 na 2,2 %. Na všech TVP došlo k výrazné expanzi BK (úbytku SM), přičemž na TVP 5 byl sledován nárůst BK až o 51,9 %. Z hlediska jednotlivých typů přestaveb, výraznější pokles podílu SM u přirozené obnovy byl zjištěn u pokročilých přestaveb (30,2 %) při porovnání se stromovým patrem, resp. nárůst BK (26,9 %; Obr. 2). Celkově vyšší podíl BK (+ 4 %), jakožto JD (+ 4 %) a ostatních vtroušených dřevin (+ 1,1 %) na úkor SM (- 9,0 %) byl zjištěn v přirozené obnově u pokročilých přestaveb při porovnání s počátečními. Pouze vyšší podíl BR byl na TVP u počátečních přestaveb, přičemž u pokročilé přestavby se tato pionýrská dřevina nevyskytovala. Obdobně, nižší podíl SM (-8,1 %), resp. vyšší zastoupení BK (+ 3,1 %) byl zjištěn v mateřském porostu u pokročilých přestaveb. Navíc v pokročilých přestavbách se nacházela v horní etáži JD (4,9 %), která v porostech s počáteční přestavbou ještě do stromového patra nedorostla.

Z hlediska druhové diverzity se celkově jedná o porosty s převážně nízkou druhovou bohatostí, nízkou u počátečních přestaveb až střední/vysokou u pokročilých, druhovou vyrovnaností střední u počátečních přestaveb až vysokou u pokročilých (Tab. 2). Obecně vyšší diverzita napříč všemi indexy byla analyzována u pokročilých přestaveb oproti počátečním, přičemž nejvýraznější rozdíl byl zjištěn u druhové bohatosti a následně u druhové různorodosti při porovnání s druhovou vy-



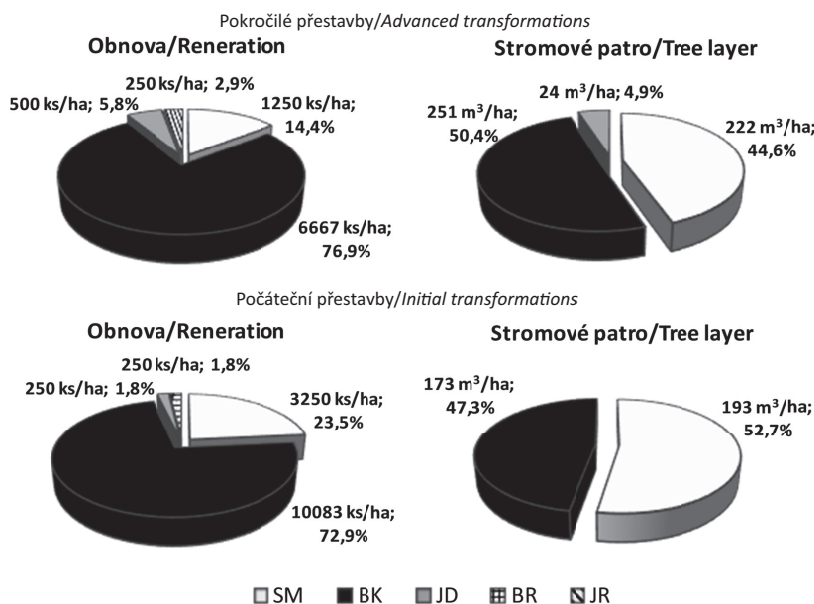
Obr. 1: Procentní podíl druhové skladby přirozené obnovy (výška ≥ 150 cm a DBH < 4 cm) podle počtu jedinců (vnější kruh) a stromového patra (DBH ≥ 4 cm) podle objemu porostu v m^3 (vnitřní kruh) na jednotlivých trvalých výzkumných plochách 1–8 v roce 2020

Fig. 1: Percentage proportion of tree species composition of natural regeneration (height ≥ 150 cm and DBH < 4 cm) according to number of individuals (outer circle) and tree layer (DBH ≥ 4 cm) according to stand volume in m^3 (inner circle) on individual permanent research plots 1–8 in 2020

rovnaností.

DISKUSE

Porostní přestavby jsou zásadními prvky v procesu zavádění trvale udržitelného lesního hospodářství, zároveň také přispívají k rychlejší adaptaci lesních porostů na měnící se klimatické podmínky (SCHELHAAS et al. 2015). Jedním z klíčových faktorů přírodně blízkého lesního managementu je biodiverzita (SCHULZE et al. 2016; VACEK et al. 2017). Na trvalých výzkumných plochách se počet jedinců přirozené obnovy pohyboval v rozmezí 4 666–23 666 ks/ha, přičemž nižší počty zmlazení se nacházely u pokročilých přestavb porostů (8 666 ks/ha) ve srovnání s počátečními přestavbami (13 833 ks/ha). Výrazně nižší počet odrostlejší obnovy (nad 1,5 m) byl dokumentován ve smíšených smrkobukových porostech s příměsí jedle v CHKO Orlické hory (VACEK 2017). Celková hustota přirozené obnovy je však na TVP ovlivněna především opadem semen z mateřského porostu v období semenných let, úspěšným klíčením a následným odrůstáním semenáčků (SAGNARD et al. 2007), ale také škodami zvěří (SLANAŘ et al. 2017). Přezítí nově vzniklé generace lesa je však závislé také na dostatku živin a světla, přičemž



Obr. 2: Průměrný procentní podíl druhové skladby přirozené obnovy (výška ≥ 150 cm a DBH < 4 cm) podle počtu jedinců (vlevo) a stromového patra (DBH ≥ 4 cm) podle objemu porostu v m^3 (vpravo) na všech trvalých výzkumných plochách v roce 2020
 Fig. 2: Mean percentage proportion of tree species composition of natural regeneration (height ≥ 150 cm and DBH < 4 cm) according to number of individuals (left) and tree layer (DBH ≥ 4 cm) according to stand volume in m^3 (right) on all individual permanent research plots in 2020

k dostupnosti těchto zdrojů často přispívá např. snížený zápoj mateřského porostu (VACEK et al. 2017).

Jedním z praktických postupů, jak docílit vyšší stability a adaptability lesních porostů, může být přizpůsobení druhového složení ve prospěch těch druhů dřevin, u kterých se očekává schopnost odolat měnícím se podmínkám prostředí (SCHELHAAS et al. 2010). Z předloženého výzkumu vyplývá, že na TVP se výrazně zvýšilo zastoupení jedinců buku lesního, a to především na úkor smrku ztepilého, což je také výsledkem dlouholetých studií o expanzi buku lesního na dalších místech v Evropě (DAKSKOBLER 2008). Celkově byla zjištěna vyšší druhová diverzita, zejména bohatost a různorodost v porostech s pokročilou přestavbou. Na 4 TVP byla přestavba započata v roce 2000, tudíž proces přestavby je na svém začátku. I v porostech těchto TVP lze v budoucnu také počítat s nárůstem druhové a věkové diverzity. Záměrem provádění těchto přestaveb směrem k přírodě blízkým porostům je předejítí rozvracení zejména smrkových porostů vlivem biotických a abiotických škodlivých činitelů, jako tomu zde bylo v 80. letech 20. století v průběhu imisní kalamity (SLANAŘ et al. 2017) a v současnosti dochází napříč celou Českou republikou v důsledku probíhajících klimatických změn (VACEK et

Tab. 2: Druhová diverzita přirozené obnovy na trvale výzkumných plochách 1–8 v roce 2020

Tab. 2: Species diversity of natural regeneration on permanent research plots 1–8 in 2020

	Pokročilé přestavby <i>Advanced transformation</i>					Počáteční přestavby <i>Initial transformation</i>				
TVP/PRP	1	2	6	7	Ø	3	4	5	8	Ø
D ₁ (Mai)	0,335	0,226	0,366	0,237	0,291	0,204	0,000	0,115	0,224	0,136
D ₂ (Mei)	0,046	0,036	0,066	0,044	0,048	0,022	0,000	0,026	0,034	0,021
λ (Sii)	0,529	0,390	0,645	0,439	0,501	0,475	0,000	0,198	0,299	0,243
H' (Shi)	0,438	0,308	0,244	0,330	0,330	0,342	0,000	0,152	0,243	0,184
E ₁ (Pi)	0,727	0,645	0,405	0,691	0,617	0,716	0,000	0,503	0,509	0,432
E ₂ (Hi)	0,646	0,619	0,436	0,688	0,597	0,757	0,000	0,589	0,567	0,478

D₁ a D₂ – indexy druhové bohatosti, λ a H' – indexy druhové různorodosti, E₁ a E₂ – indexy druhové vyrovnanosti

D₁ and D₂ – indices of species richness, λ and H' – indices of species heterogeneity, E₁ and E₂ – indices of species evenness

al. 2019).

ZÁVĚR

Hlavním cílem přírodě blízkých pěstebních postupů ve studované oblasti v Jizerských horách jsou porosty obhospodařované podrobným a z části i výběrným způsobem hospodaření. V zájmovém území by se měla co nejvíce podporovat přirozená obnova, autoregulace i autoredukce. Ze získaných a naměřených dat vyplývá, že se na trvalých výzkumných plochách změnila nejen věková struktura, ale i druhová skladba přirozené obnovy. Z těchto důvodů je důležité v těchto přestavbách pokračovat a nadále podporovat přirozenou obnovu jedle, buku, javoru a jeřábu. Při maximální podpoře těchto druhů dřevin se docílí přírodě bližších bohatě strukturovaných porostů, které budou lépe plnit požadované produkční i ekologické funkce lesů a zaručí jejich lepší adaptabilitu na měnící se klimatické změny.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA č. A_21_26) a Ministerstva zemědělství ČR (NAZV QK1910292).

LITERATURA

- BOBROWSKI M., GILlich B., STOLTER C. 2015. Modelling browsing of deer on beech and birch in northern Germany. *For. Ecol. Manage.* 358: 212–221.
- DAKSKOBLER I. 2008. Pregled bukovih rastisc v Sloveniji. *Research Reports Forestry and Wood Science and Technology*, 87: 3–14.

- HASANOV Z.M., IBRAHIMOV Z.A., NABIYEV V.R. 2016. Beech forests of Azerbaijan: The modern condition, age structure and regeneration. *Annals of Agrarian Science*, 15: 453–457.
- HILL M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427–432.
- MARGALEF D.R. 1958. Information theory in ecology. *International Journal of General Systems*, 3: 36–71.
- MENHINICK E.F. 1964. A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects. *Ecology*, 45: 859–861.
- PIELOU E.C. 1975. *Ecological Diversity*. New York, Wiley, 165 s.
- SAGNARD F., PICHOT C.H., DREYFUS P., JORDANO P., FADY B. 2007. Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecological Modelling*, 203: 464–474.
- SENN J., SUTER W. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181, 1–2: 151–164.
- SCHELHAAS M., HENGVEL G., MORIONDO M., REINDS G., KUNDZEWICZ Z., TER MAAT H., BINDI M. 2010. Assessing risk and adaptation options to fires and windstorms in European forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15: 681–701.
- SCHELHAAS M., NABUURS G., HENGVELD G., REYER C., HANEWINKEL M., ZIMMERMANN N., CULLMANN D. 2015. Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change*, 15, 8: 1581–1594.
- SHANNON C.E. 1948. A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal*, 27: 379–423.
- SIMON J., WALDHECKER P., BRÜGGEMANN N., RENNENBERG H. 2010. Competition for nitrogen sources between European beech (*Fagus sylvatica*) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*) seedlings. *Plant Biol*, 12: 453–458.
- SIMPSON H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- SLANAŘ J., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., ČUKOR J., ŠTEFANČÍK I., BÍLEK L., KRÁL J. 2017. Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal*, 63, 4: 212–224.
- SPIECKER H., HANSEN J., KLIMO E., SKOVSGAARD J.P., STERBA H., VON TEUFFEL K. 2004. *Norway spruce conversion—options and consequences*. Brill, Leiden.
- VACEK S., VACEK Z., SCHWARZ O., RAJ A., BÍLEK L., NOSKOVÁ I., BALCAR Z., ZAHRADNÍK D., BALÁŠ M., BEDNAŘÍK J., MIKESKA M., SIMON J., MINX T., MATĚJKA K. 2010. *Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce*, s. r. o., 586 s.
- VACEK S., HUŇOVÁ I., VACEK Z., HEJCMANOVÁ P., PODRÁZSKÝ V., KRÁL J., PUTALOVÁ T., MOSER W.K. 2015. Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *European Journal of Forest Research*, 134, 6: 1127–1142.
- VACEK Z. 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Re-

- serves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*, 63, 1: 23–34.
- VACEK Z., BULUŠEK D., VACEK S., HEJCMANOVÁ P., REMEŠ J., BÍLEK L., ŠTEFANČÍK I. 2017: Effect of microrelief and vegetation cover on natural regeneration in European beech forests in Krkonoše national parks (Czech Republic, Poland). *Austrian Journal of Forest Science*, 134: 75–96.
- VACEK Z., VACEK S., SLANAŘ J., BÍLEK L., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I., KRÁLÍČEK I., VANČURA K. 2019. Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65, 2: 129–144.

DYNAMIKA ZMIEN DREVINOVÉHO ZLOŽENIA NÁRODNEJ PRÍRODNEJ REZERVÁCIE BADÍNSKY PRALES V ROKOCH 1970–2018

DYNAMICS OF CHANGES IN TREE SPECIES COMPOSITION OF THE NATIONAL NATURE RESERVE BADÍNSKY PRALES IN PERIOD 1970–2018

LADISLAV ŠUMICHRASŤ, JAROSLAV VENCURIK, MILAN SANIGA, STANISLAV KUCBEL

Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, Technická univerzita vo Zvolene, Masarykova 24, 960 01 Zvolen, Slovensko, e-mail: kucbel@tuzvo.sk / Faculty of Forestry, Department of Silviculture, Technical University in Zvolen, Masarykova 24, 960 01 Zvolen, Slovakia, e-mail: kucbel@tuzvo.sk

ABSTRACT

The study analyses the changes of the structure and especially of the tree species composition in fir-beech old-growth forest during the period of 48 years. The data acquired by the long-term measurements from four permanent research plots in the National Nature Reserve Badinsky prales confirmed the decreasing relative importance of fir in the parent stand as well as in natural regeneration. At the expense of fir, the increasing relative importance was registered above all for beech and ash. In the last three decades, the significant decrease of elm was also observed. The results point to the sensitive response of several tree species (fir, elm) in the old-growth forest on the negative influence of anthropogenic and natural factors (ungulates, fungi, immissions etc.).

Keywords: old-growth forest, relative importance, beech, fir

ABSTRAKT

Príspevok analyzuje zmeny štruktúry a najmä drevinového zloženia jedľovo-bukového pralesa za obdobie 48 rokov. Z údajov získaných dlhodobými meraniami na 4 trvalých výskumných plochách v Národnej prírodnej rezervácii Badinsky prales bol potvrdený klesajúci trend relatívnej významnosti jedle v dospelom poraste i v prirodzenej obnove. Na úkor jedle rástla predovšetkým relatívna významnosť buka a jaseňa. V posledných troch dekádach bol zaznamenaný aj výraznejší úbytok bresta v poraste. Výsledky tak naznačujú citlivú reakciu niektorých drevín pralesa (jedľa, brest) na negatívne pôsobenie antropogénnych a prírodných faktorov (zver, huby, imisie atď.).

Kľúčové slová: prales, relatívna významnosť drevín, buk, jedľa

Úvod

Výskum lesných ekosystémov vyvíjajúcich sa bez priameho vplyvu alebo len s minimálnym vplyvom človeka sa v posledných desaťročiach výrazne zintenzívil. Zvýšená pozornosť venovaná prírodným lesom neodráža len snahu o zachovanie biodiverzity, biotopov a plnenie početných spoločenských a environmentálnych funkcií, ktoré poskytujú (WIRTH a kol. 2009), ale reflektuje tiež potrebu získania kritického zdroja poznatkov pre formulovanie princípov prírode blízkeho pestovania lesov (BAUHAUS a kol. 2009). V blízkej budúcnosti, keď zmeny klímy a disturbančného režimu pravdepodobne ohrozia udržateľnosť ekosystémových služieb môže štúdium prírodných lesov nábrať na ešte väčšom význame (THOM, SEIDL 2016).

Tradičný prístup popisu štruktúry prírodných lesov bol v minulosti obmedzený na kvantifikáciu jednoduchých porastových charakteristík, obvykle počtu jedincov, kruhovej plochy a zásoby porastu (LEIBUNDGUT 1959, KORPEL 1989). Dnes je zrejmé, že samotná otázka popisu štruktúry porastov je oveľa komplikovanejšia. Medzi jej najdôležitejšie atribúty patrí popri hustote, vekovom zložení porastu, horizontálnej, vertikálnej a veľkostnej distribúcii stromov aj druhové zloženie porastu. Práve identifikácia zmien v druhovom zložení dospelého porastu a prirodzenej obnovy v Národnej prírodnej rezervácii (ďalej len NPR) Badínsky prales za obdobie rokov 1970 až 2018 bola hlavným cieľom tejto štúdie.

MATERIÁL A METODIKA

Štúdia bola realizovaná na sérii štyroch trvalých výskumných plôch v NPR Badínsky prales. NPR s výmerou 30,03 ha sa nachádza v Kremnických vrchoch (48°41'S; 19°03' V) v nadmorskej výške 700–850 m n. m. Zachovalý fragment jedľovo-bukového pralesa podlieha režimu prísnej ochrany od roku 1913 a patrí tak medzi najstaršie chránené lokality na Slovensku. Svahy NPR Badínsky prales sú orientované prevažne na severovýchod až severozápad. Priemerná ročná teplota tu dosahuje 5,3–5,8 °C a ročný úhrn zrážok 800–1 100 mm. Geologické podložie tvoria hlavne andezitové konglomeráty, nad ktorými sa nachádza vrstva pyroxénických andezitov s brekciami. Prevládajúcim pôdnym typom je kambizem, menšie zastúpenie má andozem a fluvizem. Pôdy sú minerálne bohaté a mierne kyslé (BUBLINEC, PICHLER 2001). Prevažná časť územia rezervácie patrí do skupiny lesných typov *Fagetum typicum*. Zriedkavo sa vyskytujú aj skupiny lesných typov *Abieto-Fagetum nst.*, *Fageto-Aceretum* a *Fraxineto-Alnetum* (KRIŽOVÁ 2000).

V polovici 20. storočia boli v Badínskom pralese založené 4 trvalé výskumné plochy (TVP), každá s výmerou 0,5 ha (rozmery spravidla 70 × 71,4 m). V strede TVP bol situovaný transekt so šírkou 10 m a dĺžkou 70 m. Od roku 1970 sa na jednotlivých TVP realizovali prostredníctvom štandardnej metodiky (KORPEL 1989, SANIGA a kol. 2012) spravidla raz za 10 rokov opakované merania. Na živých stromoch hrubších ako 2 cm, ktoré rástli na TVP sa merali ich hrúbky $d_{1,3}$, výšky a evidoval sa druh dreviny. Na transektoch boli navyše evidované aj jedince prirodzenej obnovy s hrúbkou $d_{1,3}$ 0,1–2 cm, a tiež s výškou < 1,3 m podľa druhu dreviny.

Pre účely tejto štúdie boli na kvantifikáciu základných porastových charakteristík (počet stromov, kruhová základňa, zásoba) použité údaje o stromoch s hrúbkou $d_{1,3} > 8$ cm. Objemy stromov boli vypočítané pomocou dvojparametrických rovníc publikovaných v objemových tabuľkách PETRÁŠ, PAJTIK (1991). Pre konštrukciu výškovej krivky bola použitá funkcia podľa PRODANA (1951). Dáta týkajúce sa obnovy zahŕňali len jedince s výškou 0,2–1,3 m. Vo výsledkoch sú následne uvádzané priemerné hodnoty porastových charakteristík, resp. počtu jedincov obnovy zo všetkých TVP podľa jednotlivých rokov merania.

Zmeny základných porastových charakteristík v čase boli analyzované relatívnymi zmenami medzi nasledujúcimi rokmi merania:

$$\text{relatívna zmena (\%)} = \frac{\text{súčasná hodnota} - \text{predchádzajúca hodnota}}{\text{predchádzajúca hodnota}} \times 100$$

Na komplexné popísanie drevinového zloženia porastu (stromy s hrúbkou $d_{1,3} > 8$ cm) a obnovy (jedince s výškou 0,2–1,3 m) sme použili index relatívnej významnosti druhu (COTTAM, CURTIS 1956), ktorý predstavuje priemer relatívnej frekvencie, denzity a dominancie jednotlivých drevín. Relatívna frekvencia bola určená podielom počtu výskytov konkrétnej dreviny a sumárneho počtu výskytov všetkých drevín. Relatívna denzita bola vypočítaná ako relatívne zastúpenie druhu z celkovej početnosti. Relatívna dominancia reprezentovala podiel kruhovej základne (stromy), resp. sumárnej výšky (obnova) jedincov daného druhu a celkovej hodnoty týchto veličín.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V priebehu sledovaného obdobia sa počet stromov v NPR Badínsky prales pohyboval od 258 ks ha⁻¹ do 384 ks ha⁻¹, kruhová plocha od 32,7 m² ha⁻¹ do 41,8 m² ha⁻¹ a zásoba dosahovala 579 m³ ha⁻¹ až 761 m³ ha⁻¹ (Tab. 1). Najvariabilnejšou porastovou charakteristikou bol počet stromov s interdecennálnou zmenou v rozmedzí 5–30 %. Schopnosť pomerne rýchleho a výrazného nárastu počtu stromov (+30 % medzi rokmi 2007 a 2018) je zrejme dôsledkom intenzívnej prirodzenej obnovy pri výskyte vhodných podmienok, vysokou toleranciou buka na zatienenie, ktorá

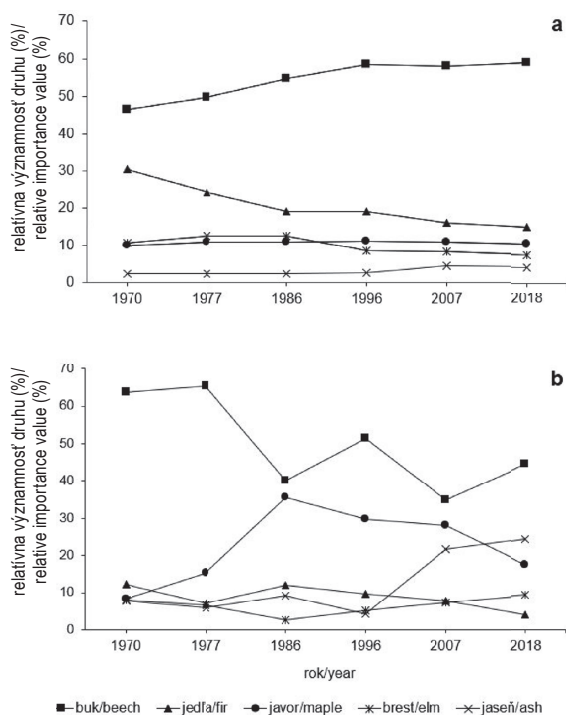
Tab. 1: Porastové charakteristiky a počty jedincov prirodzenej obnovy v rokoch 1970–2018
Table 1: Stand characteristics and density of natural regeneration in period 1970–2018

	1970	1977	1986	1996	2007	2018
Stromy ($d_{1,3} > 8$ cm) ¹						
Počet stromov (ks ha ⁻¹) ²	380	297	271	258	295	384
Kruhová plocha (m ² ha ⁻¹) ³	38,9	35,9	33,6	32,7	36,6	41,8
Zásoba (m ³ ha ⁻¹) ⁴	619	601	580	579	667	761
Obnova (výška 0,2–1,3 m) ⁵						
Počet jedincov (ks ha ⁻¹) ⁶	2 483	13 846	15 693	8 652	5 450	1 092

¹trees (dbh > 8 cm), ²stem density, ³basal area, ⁴volume, ⁵regeneration (height 0.2–1.3 m), ⁶density

podmieňuje schopnosť prežívania obnovy pod clonou materského porastu a pohotovostnej reakcie jedincov obnovy na uvoľnený rastový priestor. Naproti tomu relatívne malá časová variabilita kruhovej základne a zásoby medzi decéniami (<15 %) poukazuje na všeobecne vysokú stabilitu bukových ekosystémov (KUCBEL a kol. 2012).

Počty jedincov prirodzenej obnovy v rokoch 1970 až 2018 kolísali od 1 092 ks ha⁻¹ po 15 693 ks ha⁻¹ (Tab. 1). Viditeľný bol trend poklesu počtu jedincov obnovy s rastúcou kruhovou plochou, resp. zásobou materského porastu. Zvlášť rapidný nárast zásoby v posledných dvoch dekádach spôsobený pravdepodobne nízkou intenzitou disturbančných udalostí (KUCBEL a kol. 2010) a/alebo zmenou klímy (PRISLAN a kol. 2019) vytvoril silné konkurenčné prostredie pre následnú generáciu.



Obr. 1: Vývoj relatívnej významnosti drevín v poraste (a) a v prirodzenej obnove (b) v rokoch 1970–2018

Fig. 1: Development of relative importance value for tree species in the stand (a) and in the natural regeneration (b) in period 1970–2018

Pri jedli bol v sledovanom období zaznamenaný pokles jej relatívnej významnosti (Obr. 1), tak pri stromoch porastu (z 31 % v roku 1970 na 15 % v roku 2018) ako aj pri jedincoch obnovy (z 12 % v roku 1970 na 4 % v roku 2018). Rapídny pokles početnosti stromov jedle zvlášť v prvých dvoch dekádach súvisel pravdepodobne s ich odumieraním v dôsledku imisného zaťaženia v 60. až 80. rokoch (ELLING a kol. 2009). Do úvahy však prichádza aj jej postupné vytlačanie konkurenčne silnejším bukom (relatívna významnosť 46 % v roku 1970 a 59 % v roku 2018), ktorý pôvodne v týchto ekosystémoch dominoval, ale jeho zastúpenie bolo v minulosti výrazne znížené výrobou dreveného uhlia (KORPEL 1968). Úbytok prirodzenej obnovy jedle po roku 1996 je možné vysvetliť silnejším atakom jele-

nej zveri v dôsledku enormného zvýšenia jej kmeňových stavov v tejto oblasti (SANIGA a kol. 2012). Znižovanie zastúpenia jedle sa netýka len Badínskeho pralesa. Tento fenomén bol zaznamenaný aj v iných pralesoch Európy, pričom hlavným dôvodom bolo narušenie koexistencie jedle a buka antropogénnym vplyvom, t. j. znečistením ovzdušia a zvýšením stavov zveri (DIACI a kol. 2011).

Popri jedli a buku boli pozorované zmeny relatívnych významností aj pri ostatných drevinách Badínskeho pralesa (Obr. 1). Jednalo sa predovšetkým o nárast relatívnej významnosti jaseňa medzi rokmi 1996 a 2018, a to nielen v kategórii stromov (z 2 % v roku 1996 na 4 % v roku 2018), ale v ešte väčšom merítku v prirodzenej obnove (zo 4 % v roku 1996 na 25 % v roku 2018). Pri breste možno konštatovať, že v posledných troch dekádach bola jeho relatívna významnosť pri stromoch znížená o 5 % fenoménom hromadného hynutia, ktorý spôsobujú huby rodu *Ophiostoma* sp. Tento fakt však nemal zásadný vplyv na relatívnu významnosť tejto dreviny v prirodzenej obnove. Javor si v priebehu sledovaného obdobia udržiaval v poraste pomerne vyrovnané zastúpenie.

ZÁVER

Vyhodnotením dlhodobých údajov z trvalých výskumných plôch v NPR Badínsky prales bol identifikovaný nárast významnosti buka a jaseňa, a naopak úbytok jedle a bresta v drevinovej skladbe porastu. V súvislosti s pretrvávajúcim vysokým stavom jelenej zveri v skúmanej oblasti je možné aj v budúcnosti očakávať postupný pokles zastúpenia jedle v dôsledku intenzívneho poškodzovania prirodzenej obnovy tejto dreviny. Pravdepodobné je tiež pokračovanie klesajúceho trendu zastúpenia bresta v poraste spôsobeného jeho hromadným hynutím.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla s finančnou podporou grantov Vega 1-0385-20 a APVV-18-0195.

LITERATÚRA

- BAUHUS J., PUETTMANN K., MESSIER C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258: 525–537. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.053
- BUBLINEC E., PICHLER V. 2001. Slovenské pralesy: diverzita a ochrana. Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV: 200 s.
- COTTAM G., CURTIS J.T. 1956. The use of distance measurements in phytosociological sampling. *Ecology*, 37: 451–460. DOI: 10.2307/1930167
- DIACI J., ROZENBERGAR D., ANIC I., MIKAC S., SANIGA M., KUCBEL S., VISNJIC C., BALLIAN D. 2011. Structural dynamics and synchronous silver fir decline in mixed old-growth mountain forests in Eastern and Southeastern Europe. *Forestry*, 84: 479–491. DOI: 10.1093/forestry/cpr030
- ELLING W., DITTMAR C., PFAFFELMOSE K., RÖTZER T. 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecology and Management*, 257: 1175–1187. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.014

- KORPEL Š. 1968. Badínsky prales. Československá ochrana prírody, 6: 311–315.
- KORPEL Š. 1989. Pralesy Slovenska. Bratislava, Veda: 328 s.
- KRIŽOVÁ E. 2000. Lesné spoločenstvá NPR Badínsky prales. Chránené územia Slovenska, 46: 36–37.
- KUCBEL S., JALOVIAK P., SANIGA M., VENCURIK J., KLIMAŠ V. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. European Journal of Forest Research, 129: 249–259. DOI: 10.1007/s10342-009-0322-2
- KUCBEL S., SANIGA M., JALOVIAK P., VENCURIK J. 2012. Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: a 40-years perspective. Forest Ecology and Management, 264: 125–133. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.10.011
- LEIBUNDGUT H. 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur und Zuwachsanalyse von Urwäldern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 110: 111–124.
- PETRÁŠ R., PAJTÍK J. 1991. Sústava československých objemových tabuliek drevín. Lesnícky časopis, 37: 49–56.
- PRISLAN P., GRÍČAR J., ČUFAR K., DE LOUIS M., MERELA M., ROSSI S. 2019. Growing season and radial growth predicted for *Fagus sylvatica* under climate change. Climatic Change, 153: 181–197. DOI: 10.1007/s10584-019-02374-0
- PRODAN M. 1951. Messung der Waldbestände. Frankfurt am Main, Sauerländer's Verlag: 260 s.
- SANIGA M., KUCBEL S., JALOVIAK P., VENCURIK J. 2012. Štruktúra, vývoj, textúra, disturbančný režim a produkčné procesy Badínskeho pralesa. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 60 s.
- THOM D., SEIDL R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. Biological Reviews, 91: 760–781. DOI: 10.1111/brv.12193
- WIRTH C., GLEIXNER G., HEIMANN M. 2009. Old-growth forests: function, fate and value – an overview. In: Wirth C., Gleixner G., Heimann M. (eds.) Old-Growth Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis) 207. Berlin, Heidelberg, Springer: 3–10.

VLIV DRUHOVÉ SKLADBY LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ NA VÝSKYT A ABUNDACI *IXODES RICINUS* V MĚNÍCÍCH SE PODMÍNKÁCH PROSTŘEDÍ

EFFECT OF TREE SPECIES COMPOSITION OF FOREST ECOSYSTEMS ON THE OCCURRENCE AND ABUNDATION OF *IXODES RICINUS* IN CHANGING ENVIRONMENTAL CONDITIONS

ZDENĚK VACEK¹, JAN CUKOR^{1,2}, STANISLAV VACEK¹

¹Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6

²Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Útvar myslivosti, Strnady 136, 252 02 Jiřetice

ABSTRACT

The castor bean tick (*Ixodes ricinus*) is the most important vector of pathogens in the Czech Republic. Among the most serious diseases that this blood-feeding arthropod spreads are Lyme disease, tick-borne encephalitis, anaplasmosis, babesiosis, rickettsiosis, tularemia and others. And more than 28% of ticks are carriers of some of the above-mentioned diseases. In recent years, however, there has been a change in its geographical distribution and an increase in abundance, even at higher altitudes, where ticks did not occur previously. In addition, new species such as the relict tick (*Haemaphysalis concinna*) and the ornate dog tick (*Dermacentor reticulatus*) are beginning to appear in the Czech Republic. The reason for this increase is both changes in land use and forest management, but also climate change. With changing environmental conditions, the species composition of forests is also changing. This phenomenon results in an increasing number of infected people every year. The decisive conditions for the occurrence of bleeding arthropods are habitats with high humidity and the presence of hosts. The most abundant occurrence is related to mixed deciduous stands of lowlands, especially to the transition zone between individual habitats and at the edge of forest stands with high vegetation diversity.

Keywords: ticks, altitude gradient, climate change, bleeding arthropods, disease vectors

ABSTRAKT

Klíště obecné (*Ixodes ricinus*) je v České republice nejvýznamnější přenašeč patogenů. Mezi nejzávažnější onemocnění, které tento krevsající členovec šíří, patří lymeská borelióza, klíšťová encefalitida, anaplazmóza, babezióza, rickettsiíóza, tularemie a další. Přičemž více než 28 % klíšťat je přenašečem některého z výše zmíněných onemocnění. V posledních letech však dochází ke změně v jeho geografické distribuci a k nárůstu abundance, a to i ve vyšších nadmořských výškách, kde se dříve nevyskytovalo. Navíc se v České republice začínají vyskytovat i nové druhy

jako klíšť lužní (*Haemaphysalis concinna*) a piják lužní (*Dermacentor reticulatus*). Příčinou tohoto nárůstu jsou jednak změny ve využívání krajiny a hospodaření v leších, ale zároveň i změny klimatu. S měnícími se podmínkami prostředí dochází zároveň ke změně druhové skladby lesů. Tento jev má za následek každoroční narůstající počet nakažených osob. Rozhodujícími podmínkami pro výskyt krevsajících členovců jsou stanoviště s vysokou vlhkostí a přítomností hostitelů. Nejhojnější výskyt je vázán na smíšené listnaté porosty nížin, zejména na přechodovou zónu mezi jednotlivými biotopy a při okraji lesních porostů s vysokou diverzitou vegetace.

Klíčová slova: klíště obecné, výškový gradient, klimatická změna, krevsající členovci, přenašeči nemocí

Úvod

Krevsající členovci, zejména klíšťata, jsou ve střední Evropě nejvýznamnější přenašeči závažných onemocnění. V posledních letech dochází k proměnám v jejich geografické distribuci a k nárůstu početnosti. Příčinou tohoto nárůstu mohou být jednak změny ve využívání krajiny a lesních ekosystémů, a zároveň i klimatické změny s dopadem na druhovou skladbu lesů (DANIEL et al. 2009). Tento jev má za následek každoroční narůstající počet nakažených osob. Tím vzrůstá potřeba získat nové informace o distribuci, prevalenci a faktorech, které nárůst početnosti klíšťat ovlivňují.

Rozhodujícími podmínkami pro výskyt klíšťat jsou stanoviště s vysokou vlhkostí a přítomnost hostitelů (TKADLEC et al. 2018). Ohniska nákaz se vyskytují zejména v biotopech se smíšenými a listnatými porosty, ale i v městských parcích a lesoparcích. Nejhojnější výskyt je vázán na přechodovou zónu mezi jednotlivými biotopy při okraji lesních porostů (ŠIROKÝ et al. 2011). Na výskyt klíšťat má vliv nejen druhové složení vegetace, ale také vysoká diverzita rostlinného pokryvu (DANIEL et al. 1988). Vlivem změn klimatu a charakteru krajiny se ohniska s rizikem nákazy postupně přesouvají z oblastí 200–800 m n. m. do vyšších nadmořských výšek (nad 1100 m), čímž dochází k rozšíření do míst, kde se klíšťata dříve nevyskytovala (MATERNA 2012).

Mezi nejzávažnější onemocnění, které tito členovci šíří, patří lymeská borelióza a klíšťová encefalitida. Dynamika těchto nemocí se odvíjí od klimatických faktorů a výskytu hostitelů (TKADLEC et al. 2018). Jen v posledních letech bylo v ČR ročně nahlášeno téměř 5 tisíc případů onemocnění boreliózou (KŘÍŽ et al. 2017). Bakteriemi způsobujícími boreliózu je nakaženo přibližně 10–35 % klíšťat. Více než 12 % klíšťat pozitivních na boreliózu je zároveň přenašečem dalšího patogenu. Mnoho patogenů dříve považovaných za neškodné se nově začíná projevat i u člověka. Mezi další častěji se vyskytující onemocnění patří anaplazmóza, babezióza, rickettsiíóza a tularemie. Dle Státního zdravotního ústavu je více než 28 % klíšťat přenašečem některého z výše zmíněných závažných onemocnění. Léčbu často komplikuje souběžná infekce způsobená přítomností dalšího patogenu přenášeného klíštětem. Proto je nejdůležitější vhodná prevence před napadením klíšťaty (SZÚ 2019).

Rešeršní příspěvek je zaměřen na klíště obecné (*Ixodes ricinus*), v Evropě nejrozšířenějšího zástupce z čeledi klíšťatovitých (*Ixodidae*) (SMRŽ 2015). Cílem pří-

spěvku je analýza distribuce a početnosti klíštěte ve vztahu k výškovému gradientu, druhové skladbě a struktuře lesních porostů včetně okrajových biotopů s akcentem na probíhající změny klimatu.

OBEČNÝ VÝSKYT

Klíště obecné se vyskytuje na většině území Evropy, na Blízkém východě a v malých oblastech Severní Afriky (SMRŽ 2015). Klíště obecné není v přírodě rozšířeno rovnoměrně, ale jeho výskyt je typicky mozaikovitý v závislosti na existenci příhodných mikroklimatických podmínek a přítomnosti vhodných hostitelů. Vyskytuje se především v listnatých a smíšených lesích, na okrajích těchto lesů s bujnou rostlinnou vegetací, na okrajích cest a podél vodních toků (SMRŽ 2015; Obr. 1). Žije nejčastěji ve vlhkých lesích s bujným bylinným a keřovým patrem, ale také na lesních okrajích a na vlhkých loukách (TACK et al. 2012). Klíšťata se často vyskytují i v parcích, zahradách a na neudržovaných pastvinách (WALKER



Obr. 1: Příklady vhodných lesních biotopů pro výskyt klíšťat: Okraj smíšeného lesa s bohatou bylinnou vegetací v blízkosti cesty a vodního toku (vlevo) a prosvětlený druhově diverzifikovaný lesní porost s četnými pobytovými znaky zvěře a vysokou pokrývností vegetace v nižších polohách (vpravo)

Fig. 1: Examples of suitable forest biotopes for ticks: The stand edge of a mixed forest with herb rich vegetation close to the road and watercourse (left) and canopy open species diversified forest stand with numerous game traits and high vegetation cover in altitude lower areas (right)

et al. 2001). Dospělá klíšťata se nejčastěji vyskytují ve vegetaci vysoké od dvaceti centimetrů do jednoho metru, kde uchycena za zadní nohy trpělivě čekají na procházejícího hostitele (DANIEL et al. 2015).

Vzhledem ke specifickým nárokům na vlhkost prostředí se klíšťata nevyskytují na otevřených, osluněných vysychavých místech a také na rašeliništích a v trvale podmáčeném terénu. Regionům s výrazně teplým a suchým létem se spíše vyhýbají (KOTT et al. 2015). Výrazně méně jich je také v jehličnatých lesích, zejména jsou-li bez podrostu a v kamenitém prostředí s minimem přizemní vegetace (GUERRA et al. 2002; Obr. 2). Téměř schází i v sekundárních smrkových lesích bez podrostu, na rašeliništích, v horských smrkových lesích a horských loukách. Uměle vytvořené ekotony s ostrým přechodem prostředí, vzniklé např. při odtěžení porostu, jsou pro klíšťata též nevhodné (MATERNA 2012).



Obr. 2: Příklady nevhodných lesních biotypů pro výskyt klíštět: Rozsáhlá osluněná vysychavá holina oplocená proti pohybu zvěře (vlevo) a smrkobukový bohatě strukturovaný a plně zapojený porost bez přízemní vegetace na kamenitých půdách ve vyšších polohách (vpravo)

Fig. 2: Examples of unsuitable forest biotypes for ticks: Extensive sunny drying clear cut fenced against game movement (left) and spruce-beech richly structured and full canopy stand without ground vegetation on stony habitat in higher-altitude areas (right)

Vliv druhové skladby lesů na výskyt klíštět

Na výskyt klíštět má vliv struktura porostů, a to zejména druhová, prostorová i věková (TACK et al. 2012). Za ideální stanoviště jsou považovány listnaté lesy s vysokou početností jelenovitých (GRAY 1998). Hojnost klíštět je významně ovlivňována fragmentací lesa (TACK et al. 2012). Jelenovití, stejně tak jako hlodavci, totiž mnohdy obývají biotopy na okraji lesa s bohatou vegetací (BOYARD et al. 2008).

Rozdíly v početnosti klíštět na různých stanovištích tak nemusí nutně záviset na rozdílech ve vegetaci či mikroklimatu, ale mohou být spíše způsobeny populační hustotou hostitelských druhů (LINDSTRÖM, JAENSON 2003). Zvýšený výskyt klíštět je tedy přičítán různým faktorům, zejména zásahům člověka do zalesněných oblastí a úpravám stanovišť, což vedlo k užšímu kontaktu člověka s klíštěty a ke zvýšení množství a rozsahu populací klíštět. V mozaikovitě krajině byla v porovnání s homogenní zalesněnou krajinou jasně potvrzena vyšší početnost klíštět z důvodu vyššího počtu hostitelů pro larvy, nymfy a dospělé. Fragmentace krajiny ovlivňuje početnost klíštět i nepřímo, pomocí zvýšené rozmanitosti a hojnosti hostitelských druhů (OSTFELD, KEESING 2000).

V současnosti v Evropě dochází k přeměně monokultur jehličnatých lesů na smíšené, strukturně bohaté lesy, v nichž dominují původní listnaté druhy s hlavním cílem udržitelného a víceúčelového lesního hospodářství (VACEK et al. 2020). Listnaté lesy se však obecně považují za stanoviště vhodná pro klíště obecné (TACK et al. 2012). Změnou druhové skladby a prostorové struktury v rámci managementu lesů dochází ke změnám stanovištních a porostních poměrů, které ovlivňují vhodnost lesů pro klíštěata. Například práce TACK et al. (2012) uvádí, že početnost klíštět byla až 10× vyšší v dubových porostech ve srovnání s porosty borovice a narůstala i se zvyšující se pokryvností keřů. I zde však platí, že se na těchto stanovištích více vyskytovala srnčí zvěř (TACK et al. 2012), což je pravděpodobně dáno potravíní a krytovou nabídkou. Význam jelenovitých při udržování populací

klíšťat byl zdůrazněn v několika evropských studiích (RUIZ-FONS, GILBERT 2010). Navíc v posledních desetiletích dochází v České republice k výraznému nárůstu početnosti populací volně žijících kopytníků (VACEK 2017). Hlodavci, jako je hraboš polní (*Microtus arvalis*) a myš lesní (*Apodemus flavicollis*), byli identifikováni několika autory jako klíčoví hostitelé pro larvální klíšťata (ESTRADA-PEÑA et al. 2005).

V reakci na problematiku změn životního prostředí a měnící se společenské potřeby je jedním z hlavních cílů politiky lesního hospodářství v mnoha částech Evropy přeměna (často jehličnatých) hospodářských lesů na polopřirozená lesní společenstva. K dosažení tohoto cíle se velké plochy homogenních jehličnatých lesů přeměňují na smíšené strukturně bohaté listnaté porosty s dubem a bukem. Tato situace je na území střední Evropy urychlována rozpadem smrkových porostů, postupující klimatickou změnou a gradací hmyzích škůdců (VACEK et al. 2020). Kalamitní holiny jsou následně z velké části zalesňovány listnatými dřevinami, jež poskytují vhodné podmínky pro populace klíšťat (TACK et al. 2012).

Přítomnost savců, ptáků nebo plazů a vhodná vlhká stanoviště s adekvátní vegetační vrstvou, zejména pak s listnáči v rozvolněných porostech, jsou důležité pro přežití a vývoj klíštěte (LINDSTRÖM, JAENSON 2003). Nadmořská výška, teplota, srážky a vlhkost jsou klíčové abiotické faktory ovlivňující přítomnost, vývoj a činnost klíšťat (ESTRADA-PEÑA 2001). Vegetace, hostitelská fauna, půda, topografie a podnebí jsou vzájemně propojeny a extrémní kteréhokoli z těchto faktorů mohou nepříznivě ovlivnit schopnost klíšťat přežít (GUERRA et al. 2002). V rozsáhlé studii ve Španělsku ESTRADA-PEÑA (2001) zaznamenal nejvyšší výskyt *I. ricinus* v dubových porostech a ve smíšených starých lesích s četnými porostními okraji. Naproti tomu výskyt klíšťat na otevřených plochách byl pouze minimální. Obecně klíšťata dávají přednost stanovištím ve smíšených a druhově pestrých listnatých lesích (LINDSTRÖM, JAENSON 2003). Podobné výsledky shrnuje i GRAY et al. (1998), porovnávající výskyt klíšťat z 16 evropských zemí, kdy se velké počty nymf vyskytovaly v různorodých lesích, a to převážně s rekreační funkcí a s různorodou faunou včetně jelenovitých. Ve srovnání s otevřenou krajinou poskytuje lesní vegetace tlumící účinek proti klimatickým extrémům s menšími teplotními a vlhkostními výkyvy (LINDSTRÖM, JAENSON 2003). Klimatická situace je tak jedním z limitujících faktorů výskytu klíšťat na otevřených plochách (BERTRAND, WILSON 1996). Klíšťata jsou citlivá na vysychání a v otevřené krajině proto mohou být vystavena vysoušecím účinkům slunce a větru (LINDSTRÖM, JAENSON 2003).

Výskyt klíšťat ve výškovém gradientu

Nadmořská výška sama o sobě není ekologickým faktorem, který by přímo ovlivňoval rozšíření klíšťat, avšak se vzrůstající nadmořskou výškou dochází k výrazné změně teploty vzduchu. Teplota blízká zemi v místě sledování klíšťat je nejsilnějším prediktorem jejich aktivity (DANIEL et al. 2003). Ve střední Evropě s každými 100 výškovými metry klesá průměrná roční teplota přibližně o 0,65 °C (KOTT et al. 2015). Horní hranice rozšíření klíšťat byla zjištěna nejčastěji v 700–800 m n. m., ačkoliv dostatek hostitelů i vhodná prostředí se nacházela i mnohem výše (DANIEL et al. 1988). Práce TÄLLEKLINTA, JAENSONA (1998) ze

Švédska dokládá zřetelný posun geografické hranice rozšíření klíštěte obecného výše k severu a nárůst jeho početnosti, ke kterému došlo mezi počátkem 80. a v polovině 90. let 20. století. LINGREN et al. (2000) pak poukázali na jejich šíření v souvislosti s klimatickými změnami. Následně DANIEL et al. (2003) zveřejnili pilotní studii ze Šumavy, dokládající vzestup výškové hranice rozšíření klíštěte do nadmořské výšky 1 100 m. Podobně tomu bylo i v Krkonoších, kde byl jejich výskyt zjištěn až do nadmořské výšky 1 200–1 270 m, tj. až k horní hranici lesa (MATERNA 2012). Zahraniční studie však uvádějí možnou hranici areálu rozšíření v lesních ekosystémech až do nadmořské výšky 1 600–1 800 m (GASSNER et al. 2011).

Na základě výše uvedených prací je tedy zřejmé, že v posledních desetiletích dochází k posunu výskytu klíšťat do vyšších nadmořských výšek v důsledku probíhajících změn klimatu, zejména oteplování (LINGREN et al. 2000). DANIEL et al. (1988) uvádí, že mikroklimatické podmínky v Krkonoších v nadmořských výškách nad 700 m na počátku 80. let 20. století neumožňovaly úspěšný vývoj klíštěte, a tedy vznik jeho lokálních populací. Obdobný experiment (MATERNA et al. 2008) realizovaný v letech 2004–2006 na podobném výškovém transektu však již prokázal, že v tomto období byla všechna stádia klíšťat schopna dokončit svůj vývoj přinejmenším do nadmořské výšky až 1 250 m. Analýza dlouhodobých klimatologických dat (1961–2005) z Krkonoš potvrdila, že během čtyř desetiletí došlo k statisticky prokazatelnému nárůstu průměrné roční teploty v 1 000 m n. m. o 1,4 °C (MATERNA et al. 2008).

Nasátá vývojová stádia klíštěte se do vyšších horských poloh s vysokou pravděpodobností dostávala i v minulosti se sezónně migrující spárkatou zvěří a s ptáky, avšak vlivem nepříznivých mikroklimatických podmínek se zde nemohla dlouhodobě vyvíjet a založit lokální populace (DANIEL et al. 1988). Přenos klíšťat sajících na hostiteli ve výškovém gradientu je možný například na jelení zvěři, která v zimním až jarním období obývá nižší nadmořské výšky a v průběhu jara až léta vystupuje s rozvojem vegetace výše ve výškovém gradientu (BOJARSKA et al. 2020). K většímu rozšíření klíšťat do vyšších nadmořských výšek došlo v podmínkách České republiky s nejvyšší pravděpodobností počátkem 90. let 20. století. Dle výsledků uskutečněných terénních experimentů bylo 16 z 18 vegetačních sezón v období od roku 1990 do roku 2007 teplotně příznivých pro vývoj klíštěte přinejmenším v 1 000 m n. m. (MATERNA 2012). Úspěšná kolonizace vyšších horských poloh klíštětem je tak s nejvyšší pravděpodobností otázkou posledních dvou desetiletí.

ZÁVĚR

Činnosti lesnického managementu a pěstování lesa mohou signifikantně změnit složení a strukturu lesních porostů, což může mít zásadní dopad na epidemiologii chorob přenášených klíšťaty, zejména lymeské boreliózy a klíšťové encefalitidy. Důležité je také zohlednění prostorové heterogenity lesních stanovišť a podpora managementu vegetace jako nástroje pro kontrolu populací klíšťat, zejména v městských lesích a parcích. Relativně jednoduchým účinným zásahem pro snižování lokálního výskytu klíšťat je například sekání vegetace a čištění lesních

stezek. Nicméně v budoucnu může dojít v závislosti na počtu dostupných hostitelů a vývoji klimatu k dramatickému nárůstu početnosti populací klíštěte obecného v nově kolonizovaných polohách a také k výskytu nových druhů. Na druhou stranu, i přes posun výskytu klíšťat do vyšších poloh v souvislosti s globálními klimatickými změnami, je v současnosti největší výskyt klíštěte obecného na rozhraní biotopů s bohatou ekotonovou vegetací a ve smíšených listnatých lesích nižších poloh.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl za podpory Grantová služby Lesů ČR, s. p. (GS LČR projekt č. 103).

LITERATURA

- BOJARSKA K., KUREK K., ŚNIEŻKO S., WIERZBOWSKA I., KRÓL W., ZYŚK-GORCZYŃSKA E., BAŚ G., WIDERA E., OKARMA H. 2020. Winter severity and anthropogenic factors affect spatial behaviour of red deer in Carpathians. *Mammal Research*, 65: 815–823.
- BOYARD C., VOURC'H G., BARNOUIN J. 2008. The relationship between *Ixodes ricinus* and 355 small mammal species at the woodland-pasture interface. *Experimental and Applied Acarology*, 44, 356: 61–76.
- DANIEL M., ČERNÝ V., ALBRECHT V., HONZÁKOVÁ E. 1988. Mikroklima v různé nadmořské výšce Krkonoš a jeho vliv na existenci klíštěte *Ixodes ricinus* (L.). *Opera Corcontica*, 25: 76–110.
- DANIEL M., DANIELOVÁ V., KRÍŽ B., JIRSA A., NOŽIČKA J. 2003. Shift of the tick *Ixodes ricinus* and tick-borne encephalities to higher altitudes in Central Europe. *European Journal of Clinical Microbiology & Infectious Diseases*, 22: 327–328.
- DANIEL M., MATERNA J., HÖNIG V., METELKA L., DANIELOVÁ V., HARČARIK J., GRUBHOFFER L. 2009. Vertical distribution of the tick *Ixodes ricinus* and tick-borne pathogens in the northern Moravian mountains correlated with climate warming (Jeseníky Mts., Czech Republic). *Central European Journal of Public Health*, 17, 3: 139–145.
- ESTRADA-PEÑA A. 2001. Distribution, abundance, and habitat preferences of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in northern Spain. *Journal of Medical Entomology*, 38, 3: 361–370.
- ESTRADA-PEÑA A., OSÁCAR J.J., PICHON B., GRAY J.S. 2005. Hosts and pathogen detection for immature stages of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in North-Central Spain. *Experimental and Applied Acarology*, 37: 257–268.
- GASSNER F., VERBAARSCHOT P., SMALLEGANGE R.C., SPITZEN J., VAN WIEREN S.E., TAKKEN W. 2008. Variations in *Ixodes ricinus* density and *Borrelia* infections associated with cattle introduced into a woodland in The Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 74: 7138–7144.
- GRAY J.S. 1998. The ecology of ticks transmitting Lyme borreliosis. *Experimental and Applied Acarology*, 22: 249–258.
- GUERRA M., WALKER E.D., JONES C., PASKEWITZ S., CORTINAS M.R., STANCIL A.,

- BECK L., BOBO M., KITRON U. 2002. Predicting the risk of Lyme disease: habitat suitability for *Ixodes scapularis* in the north central United States. *Emerging Infectious Diseases*, 8: 289–297.
- KOTT I., VALTER J., VRÁBLÍK T. 2015. Závislost aktivity klíštěte obecného na vývoji počasí. *Meteorologické zprávy*, 68, 6: 161–170.
- KŘÍŽ B., GAŠPÁREK M., ŠEBESTOVÁ H. 2017. Situace ve výskytu Lymeské borreliózy v roce 2016 v České republice [online]. In: Státní zdravotní ústav. Dostupné na: <http://www.szu.cz/tema/prevence/situace-ve-vyskytu-lymeske-borreliozy-v-roce-2016-v-ceske>
- LINDSTRÖM A., JAENSON T.G.T. 2003. Distribution of the common tick, *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae), in different vegetation types in southern Sweden. *Journal of Medical Entomology*, 40: 375–378.
- LINGREN E., TÄLLEKLINT L., POLFELDT T. 2000. Impact of climatic change on the northern latitude limit and population density of the disease-transmitting European tick *Ixodes ricinus*. *Environmental Health Perspectives*, 108: 119–123.
- MATERNA J., DANIEL M., METELKA L., HARČARIK J. 2008. The vertical distribution, density and the development of the tick *Ixodes ricinus* in mountain areas influenced by climate changes (The Krkonoše Mts., Czech Republic). *International Journal of Medical Microbiology* 298, S1: 25–37.
- MATERNA J. 2012. Výškové rozšíření klíštěte obecného (*Ixodes ricinus*) v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 49: 55–71.
- OSTFELD R.S., Keesing F. 2000. Biodiversity and disease risk: the case of Lyme disease. *Conservation Biology*, 14: 722–728.
- RUIZ-FONS F., GILBERT L. 2010. The role of deer as vehicles to move ticks, *Ixodes ricinus*, between contrasting habitats. *International Journal for Parasitology*, 40: 1013–1020.
- SMRŽ J. 2015. *Základy biologie, ekologie a systému bezobratlých živočichů*. Praha, Karolínium: 192 s.
- Státní zdravotní ústav 2019. Infekce – základní informace [online]. Dostupné na: <http://www.szu.cz>.
- ŠIROKÝ P., KUBELOVÁ M., BEDNÁŘ M., MODRÝ D., HUBÁLEK Z., TKADLEC E. 2011. The distribution and spreading pattern of *Dermacentor reticulatus* over its threshold area in the Czech Republic - How much is range of this vector expanding? *Veterinary Parasitology*, 183, 1/2: 130–135.
- TACK W., MADDER M., BAETEN L., VANHELLEMONT M., GRUWEZ R., VERHEYEN K. 2012. Local habitat and landscape affect *Ixodes ricinus* tick abundances in forests on poor, sandy soils. *Forest Ecology and Management*, 265: 30–36.
- TÄLLEKLINT L., JAENSON T.G.T. 1997. Increasing geographical distribution and density of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in central and northern Sweden? *Journal of Medical Entomology*, 35: 521–526.
- TKADLEC E., VÁCLAVÍK T., KUBELOVÁ M., ŠIROKÝ P. 2018. Negative spatial covariation in abundance of two European ticks: diverging niche preferences or biotic interaction? *Ecological Entomology*, 43, 6: 804–812.
- VACEK Z. 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European*

- Forestry Journal, 63, 1: 23–34.
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., CUKOR J., BÍLEK L., GALLO J., BULUŠEK D. 2020. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: study from Krkonoše Mountains. Central European Forestry Journal, 66, 2: 116–129.
- WALKER A.R., ALBERDI M.P., URQUHART K.A., ROSE H. 2001. Risk factors in habitats of the tick *Ixodes ricinus* influencing human exposure to *Ehrlichia phagocytophila* bacteria. Medical and Veterinary Entomology, 15: 40–49.

Sekce 4
Změny prostředí

Session 4
Changing environments

HUMIDITY AFFECTS THE LIGHT RESPONSE OF YOUNG DOUGLAS-FIR

RELATIVNÍ VLHKOST VZDUCHU OVLIVŇUJE ASIMILAČNÍ REAKCI MLADÝCH DOUGLASEK

MATJAZ ČATER^{1,2}

¹Slovenian Forestry Institute, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenia, matjaz.cater@gozdis.si

²Department of Silviculture, Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University, Brno

ABSTRACT

At two comparable sites with uneven-aged mixed forest stands with more than 20% Douglas-fir in the growing stock the physiological response of young trees to different light intensities was measured during the main growing season in three consecutive years and four different light categories. Climate data were obtained from the website (<http://climexp.knmi.nl>). Four monitoring sites were established along the elevation gradient at each site during summer and late fall to record relative humidity (RH %) and temperature (°C). Measured assimilation responses (A) and light use efficiency (Φ) at one site followed the expected pattern, while humidity combined with microsite conditions proved significant in explaining the specific response of young Douglas-fir to the different light intensity at the other site. In the changing environment, microsites with higher capacity for storage moisture and favorable microclimate should generally be preferred over exposed and dry sites for higher survival and optimal future development of the species.

Keywords: light use efficiency, photosynthesis, silviculture

ABSTRAKT

Pro studii byly vybrány dva srovnatelné nestejnověké smíšené porosty s dřevní zásobou douglasky tisolisté nad 20 %. Na mladých stromech byla během růstové sezóny tří následujících let měřena fyziologická reakce na různé intenzity světla a to pro čtyři různé světelné kategorie. Klimatická data byla získána z webových stránek <http://climexp.knmi.nl>. Během léta a pozdního podzimu byly podél výškového gradientu na každém stanovišti založeny čtyři monitorované plochy. Na nich byla v 30ti minutových intervalech měřena relativní vlhkost (RH %) a teplota vzduchu (°C). Reakce asimilace (A) a efektivita využití světla (Φ) sledovaly na jednom stanovišti očekávaný trend, zatímco na stanovišti druhém byla reakce mladých douglasek na intenzitu světla díky vlhkosti a podmínkám stanoviště rozdílná. V měnících se přírodních podmínkách by tedy pro úspěšný růst studované dřeviny měla být preferována stanoviště s vyšší kapacitou vlhkostních zásob a vhodným mikroklimatem.

Klíčová slova: efektivita využití záření, fotosyntéza, pěstování lesa

INTRODUCTION

The increasing frequency of extreme weather events and the associated larger amount of damaged forest areas lead to an impairment of the natural regeneration of autochthonous tree species. In discussions on the suitability of tree species is Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) often suggested as a tree species that is more resilient to pests, drought and weather extremes compared to Norway spruce. Its role is particularly assumed as a substitute for the declining spruce, which is threatened by climatic changes at lower altitudes (PODRÁZSKÝ et al. 2016), so that the supply of spruce wood would probably decrease in the near future (SYNEK et al. 2014).

For Slovenian conditions, planting in mountain forests at altitudes between 500–1 000 m above sea level has been recommended. The choice of provenance is important - for Slovenian conditions, the green Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* subsp. *viridis*) is the most suitable. It is also susceptible to fungal attack (*Armillaria* spp., *Heterobasidium annosum*, *Phytophthora* spp. ...). The good mechanical properties of the wood due to its excellent strength-to-weight ratio and higher density than other conifers ensure its wide use (ZEIDLER et al. 2018). The sustainability and resilience of the wood is greater than that of spruce or fir and does not require additional protection and therefore fetches much higher prices than other conifers (SAUTER 2008). Wood density, modulus of elasticity and breaking and impact bending strength are higher than spruce or Scots pine (ZEIDLER et al. 2018).

Because of its great genetic variability, due to the diverse microsites in the local environment, it is suitable for introduction or further selection (BREZNIKAR 1991). In the past, it was one of the most frequently planted tree species in Slovenia - until 1953, 17 objects with a total area of 16 ha were established; later, about 30 vital seed stands, well adapted to the specific Slovenian conditions were registered. Because of the planned growth, Douglas fir was planted in places with different locations and conditions (Josipdol - Ribnica na Pohorju, Rdeči breg - Podvelka, Počivalnik - Planina, Pečovnik - Celje, Rudnica - Podčetrtek, Jablje - Trzin, Brežice, Breginjski kot, Brkini ... etc.) (ČOKL 1965).

The most important silvicultural tool to promote natural regeneration is appropriate stand structure and light environment to optimize the relationship between the future stand and site conditions. It is important to know the response of tree species to different light regimes, especially under changing environmental conditions. Quantum yield (F) proved to be efficient in determining the competitive strength between silver fir and beech on different microsites in the high Dinaric karst (ČATER et al. 2014), in comparing different silvicultural systems (ČATER, LEVANIČ 2013), as a response trait after large-scale disturbances (ČATER, DIACI 2017), and in determining the optimal sites within a larger geographical region (ČATER, LEVANIČ 2019).

At two selected sites with abundant natural regeneration where Douglas-fir has been successfully introduced in the past, we aimed to compare the species' response in different light categories at two different sites (1) and relate the response to influencing environmental parameters (2).

MATERIAL AND METHODS

Surveys were conducted in the Celje and Postojna forest regional units of Slovenia Forest Service, both between 600–685 m a.s.l. with at least 20% Douglas-fir in the growing stock (Slovenia Forest Service). The predominant soil type in both cases was rendzic leptosol on carbonate bedrock. Site and plot characteristics are shown in Table 1.

Table 1: Postojna and Celje site characteristics

Location	Latitude (N)	Longitude (E)	Elevation (m a.s.l.)	Growing stock (m ³)
Postojna	45°48'29.6"	14°15'33.0"	657	515
Celje	46°11'32.2"	15°15'51.8"	651	540

Climate data were obtained from the Royal Netherlands Meteorological Institute 'Climate Explorer' website (<http://climexp.knmi.nl>). Four measurement plots were established along the elevation gradient at each site during summer and late fall to record relative humidity (RH%) and temperature (°C) with a 30-min recording interval sequence.

Categories of different light intensity were created based on the analysis of hemispherical photographs, taken prior to physiological measurements (ČATER et al. 2012, ČATER et al. 2014): in the open (A-ISF > 35%) at the outer forest edge (B-25% < ISF < 35%), at the inner forest edge (C-15% < ISF < 25%) and under complete canopy cover beneath mature forest stand (D-ISF < 15%). Tree height ranged from 1.8 m under canopy to 3.2 m in the open light conditions.

Needles were collected from the upper canopy position of 8 trees per light category and site, and then stored in cool, airtight environment. Nitrogen concentration (N_{tot}) [mg/g] was determined to compare macronutrient status (Leco CNS-2000 analyzer) in all light categories. The same trees were used for assimilation response measurements.

Assimilation (A_{max}) was measured during the main growing season in June and July for three consecutive years (2018–2020). Trees measured were of comparable age (10–15 years) and size; in each light category at least 8 randomly selected trees were measured in the upper third of the crown each year using the LI-6400 portable infrared gas analyzer (IRGA) with an autonomous light source under controlled environmental conditions. A_{max} in young trees to different light intensities and under comparable light conditions was measured at constant environmental parameters. Light use efficiency (F), defined as the amount of CO₂ fixed per amount of light quanta absorbed (slope of the initial linear part of the light response curve) was determined for each light category (A-D) at both sites (ČATER, LEVANIČ 2019). Differences in light parameters (ISF%), N_{tot} , A and F in equal light categories between two selected sites were tested with factorial analyses of variance (ANOVA) after normality test and homogeneity of variances using the Statistica software system (2011). Probability values of $p < 0.05$ (*) were considered significant.

RESULTS

Hemispherical photo analysis confirmed comparable light parameters (ISF-indirect site factor) for the same light categories at both sites ($df_{1,18}$). Light intensity decreases from open area conditions (A) to complete closure under mature stands (D) (Fig. 1).

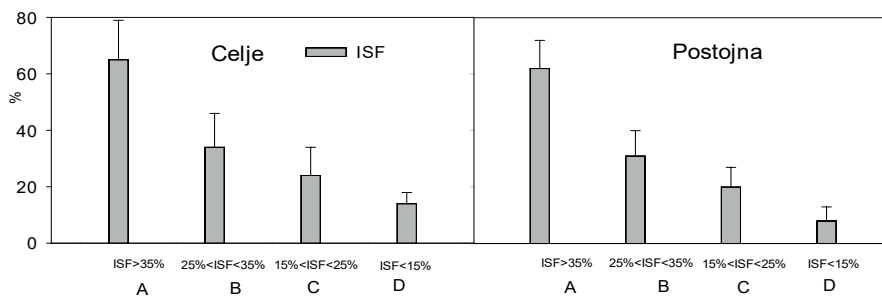


Fig. 1: Light categories and different parameters from the hemispherical photo analysis at both sites; the bars are standard errors

The foliar nitrogen content (N_{tot}) was highest in the open and lowest under canopy conditions at both sites, with no confirmed differences (AVAR, $df_{1,18}$) between the same light categories at the different sites for ISF examined. The content was found within the optimum limits (LEWIS et al. 2004) (Table 2).

Table 2: Foliar nitrogen (N_{tot} ; mg/g) for all light categories and both sites. Mean values with st. error of mean are shown

Site/light category	A	B	C	D
Postojna	13.2±3.1	13.1±2.4	13.1±2.9	12.8±4.1
Celje	12.9±4.2	12.9±3.6	12.8±3.9	12.8±3.7

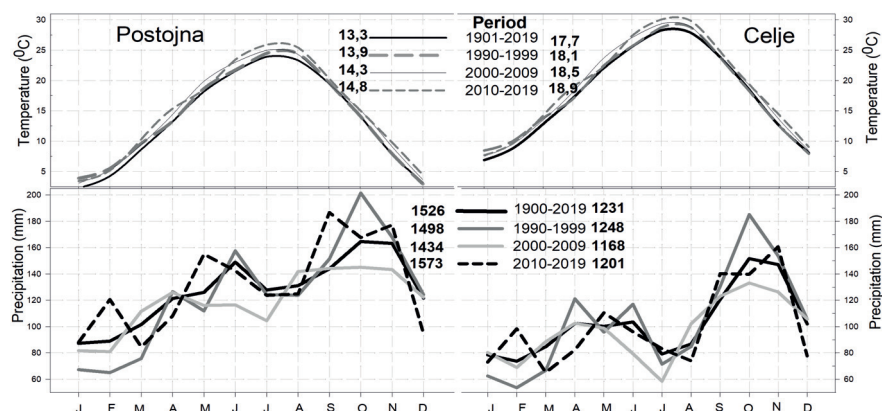


Fig. 2: Total annual precipitation and mean annual temperatures during the long-term period (1900–2019) and the last three decades (1990–1999/ 2000–2009/ 2010–2019)

Average cumulative precipitation was higher in Postojna, while average air temperatures were higher in Celje for both long-term (1900–2019) and shorter, 10-year periods (Fig. 2). Similar dynamics of changing parameters can be observed at both sites - increase in average temperatures in the first four months (January–April) and in midsummer (July–August) and increased precipitation redistribution, during the last three decades compared to long-term average conditions (Fig. 2).

During summer and late autumn, more homogeneous parameters were observed and measured at the Postojna site; higher values and greater dispersion of relative humidity (RH%) were observed in Celje (Tab. 3).

Observed and measured conditions at the Postojna microsites followed the expected pattern from the highest RH (%) values on the top to the lowest values on the bottom. Humidity at the micro-sites in Celje was different - lowest at the highest point and increasing to lower elevations (data not shown). Not only the distribution, but also the dispersion of both temperature and humidity between the four microsites was obviously larger in Celje. In summer and in late autumn the average values of temperature and RH (%) were higher in Celje than in Postojna. The detailed values are presented in Table 3.

Table 3: Average temperature and humidity values for summer and late autumn microsites in Postojna and Celje

site	Postojna		Celje	
	T (°C)	RH (%)	T (°C)	RH (%)
Mean-Autumn	5.2±2.6	91.0±4.3	6.0±2.8	96.5±3.9
Mean-Spring	16.2±2.6	78.2±10.0	17.0±2.8	81.6±12.2

In Postojna A_{max} was highest in the open (A), followed by the outer forest edge (B), inner forest edge (C) and lowest under the complete canopy closure (D). In Celje, the response was different: highest in the of outer forest edge (B), followed by the open (A), the inner forest edge (C) and complete shelter (D). Absolute values in all comparable categories, except in the open without shelter (A), were highest in all cases in Celje (Fig. 3). Responses between different years were similar, without significant differences (Table 4).

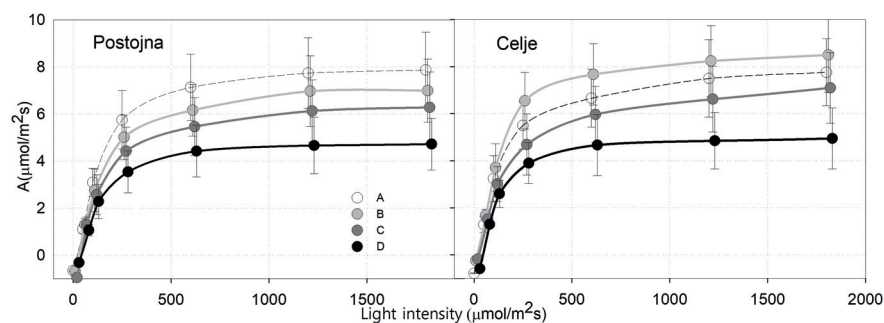


Fig. 3: A_{max} at the Celje (left) and Postojna (right) sites. The bars are standard errors

Table 4: Differences in $A_{\max}$ and F between years, sites and light categories

	df	$A_{\max}$		F	
		F	P	F	p
Year	2	0.2	0.84 ^{NS}	0.9	0.41 ^{NS}
Site	1	753.5	0.000***	164.4	0.000***
Light category	3	3781.4	0.000***	1371.1	0.000***
Year X Site	2	0.0	0.96 ^{NS}	0.9	0.42 ^{NS}
Year X Light category	6	0.1	0.99 ^{NS}	0.3	0.94 ^{NS}
Site x Light category	3	306.0	0.000***	153.1	0.000***
Year X Site X Light category	6	0.2	0.84 ^{NS}	0.2	0.97 ^{NS}

For light use efficiency (F), the relative distribution of light intensity categories was the same as for $A_{\max}$. In all light categories, F was highest in Celje (Fig. 4).

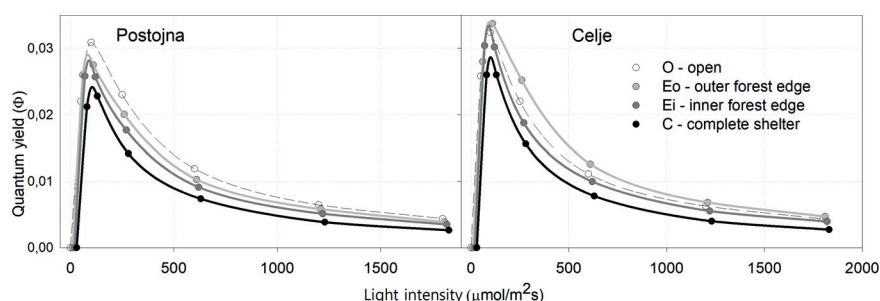


Fig. 4: Light use efficiency (Φ) for light categories in Postojna and Celje

DISCUSSION

As the oldest Douglas-fir stands currently growing in Europe have only reached approximately a fifth of the species' maximum lifespan in its natural habitat, growth and interaction dynamics of mature, old-growth stands in Europe are still unknown (SPIECKER et al. 2019).

Several studies evaluated the productivity of Douglas-fir sites as a function of environmental variables (KLINKA, CARTER 1990; MONSERUD et al. 1990; TYLER et al. 1996; CORONA et al. 1998; CURT et al. 2001; DUNBAR et al. 2002; HEIN et al. 2008; KUBEČEK et al. 2014), and climatic conditions in particular.

The average values of climatic parameters for the last three decades show a significant increase in temperature and a redistribution of precipitation, especially during the growing season (April–September). For both studied sites, there a significant decrease in cumulative precipitation during 2000–2009 and an increased oscillation of precipitation compared to the long-term average distribution (1900–2019); the number of oscillations during the last three decades is increasing. (Fig. 2). In our study, absolute responses in all categories were highest in Celje with slightly lower cumulative precipitation and higher average temperatu-

res (according to KNMI Meteo database), compared to Postojna. Foliar nitrogen in Douglas-fir is mainly influenced by soil water availability and less by other environmental factors (DU et al. 2018). In our case, nitrogen levels in needles (N_{tot}) confirmed no differences between the two sites and were found within the lower reported optimal range (DU et al. 2018), indicating adequate water supply at both sites studied. Relatively modest values of N_{tot} at the rich sites studied could be related to the increase in temperature over the last three decades (LEWIS et al. 2004). Our results show that relative humidity affects young Douglas-fir performance much more than the absolute rainfall, at least at the sites studied. A_{max} and F values were higher on site with lower N_{tot} . A_{max} at Postojna followed the expected pattern of light intensity categories while the response in Celje was different - highest in the outer forest edge category (B) and similar in the other categories. Despite the lower average temperature, higher precipitation in Postojna, and optimal N_{tot} at both sites, the different response could be mainly due to the slightly higher humidity in Celje in both midsummer and late autumn, and to the higher air temperatures in both periods (Table 2).

Our study confirms such light-adapted character of young trees, as the maximum F was measured at the outer forest edge (B), in contrast to fir, where the maximum F values from other studies were measured under shelter and decreased with increasing light (ČATER et al. 2014).

Several authors report that resistance to transient drought is physiologically attributed to a more effective control mechanism of the stomata than in other conifers (LASOIE, SALO 1981; GRIEU et al. 1988). In a nearly 600 km area along its natural distribution adjacent to Pacific Ocean, the coastal fog belt mitigates the repetitive pattern of several month summer drought, indicating a climate-induced drought adaptation of the species (JENSSEN 2009; BANSAL et al. 2015). The configuration of the Celje site in the highlands, with a chain of ridges at elevations between 700-800 m and a catchment with numerous tributaries (KOŠUTNIK 2013), may contribute significantly to the site-specific response, causing pronounced retention of humidity/ moisture and fog up to the level of the inversion layer, where naturally regenerated Douglas-fir is found. In contrast, the pronounced karst terrain at the Postojna site, which is located on the southern edge of Planinsko polje and has sufficient moisture and water, leads to a different response of young trees with a more open and wind-exposed terrain than at the Celje site.

Douglas-fir stands influence their habitats, as shown by changes in species composition in the ground vegetation and abundance and dominance of certain species on forest sites in Central Europe (PODRÁZSKÝ et al. 2014). Despite the favourable results, we do not have similar long-term comparisons in Slovenia that would confirm or refute the stated benefits. Another challenge is the large proportion of Natura 2000 sites, which cover more than 45% of forests (Slovenia Forest Service 2019). Management in these areas is subject to stricter criteria where the introduction of non-native tree species, including Douglas-fir, is prohibited.

Annual precipitation has a pronounced seasonal effect, and drought stress due to lower soil water supply is the predominant climatic factor affecting radial growth

(LITTLE et al. 1995). Positive correlations of growth with monthly temperatures reflect the positive effect of warmer periods on photosynthesis and radial growth during periods of sufficient soil water supply (LITTLE et al. 1995), which is also confirmed by our results and the fact that at the same site in Celje, groups of mature Douglas-fir were measured in the category of the tallest trees in Slovenia (67 m (HOSTNIK 2020)). Unfortunately, the comparison with the Postojna site was not possible, as there were no trees of the same age at the latter site as in Celje.

CONCLUSIONS

In the future, a stronger effect of the specific microsite effect can be expected if the increase of temperatures during the growing season follows the reported pace of the last decades. The possibility of replacing spruce at lower altitudes below 700 m a.s.l. and the admixture of Douglas-fir with other tree species may represent a realistic and cost-effective alternative, that would reduce the risk for better drought tolerance and better mechanical properties on suitable sites (PODRÁZSKÝ et al. 2020; REMEŠ et al. 2020). The recommendation as an alternative tree species for declining spruce at lower altitudes should be however regarded with caution, as Douglas-fir also revealed increased sensitivity to increased temperatures and drought stress in Central Europe (VEJPUŠTKOVÁ, ČIHÁK 2019). Microsites with higher capacity for retention moisture and favourable microclimate should generally be preferred over exposed and dry sites.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author gratefully acknowledges the tremendous financial support from the Slovenian Research Agency (Research Core Funding No. P4-0107 Program Research Group “Forest Biology, Ecology and Technology” at Slovenian Forestry Institute, and the Ministry of Agriculture, Forestry and Food (CRP projects V4-1820 and especially V4-1818). Mag. R. Hostnik and the team from the Slovenia Forest Service, Celje unit helped me with site selection. Dr. Eva Darenova translated the abstract. Author claims no responsibility for any mental damage caused by reading this paper.

LITERATURE

- BANSAL S., HARRINGTON C.A., GOULD P.J., ST CLAIR J.B. 2015. Climate-related genetic variation in drought-resistance of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*). *Global Change Biology*, 21, 2: 947–958.
- BREZNIKAR A. 1991. Mednarodno provenienčno preučevanje duglazije (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) v Sloveniji - International provenance research on douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) in Slovenia. Ljubljana, Department of Forestry, Biotechnical faculty, University of Ljubljana: 62 p.
- CORONA P., SCOTTI R., TARCHIANI N. 1998. Relationship between environmental factors and site index in Douglas-fir plantations in central Italy. *Forest Ecology and Management*, 110: 195–207.
- CURT T., BOUCHAUD M., AGRECH G. 2001. Predicting site index of Douglas-fir

- plantations from ecological variables in the Massif Central area of France. *Forest Ecology and Management*, 149: 61–74.
- ČATER M., DIACI J. 2017. Divergent response of European beech, silver fir and Norway spruce advance regeneration to increased light levels following natural disturbance. *Forest Ecology and Management*, 399: 206–212.
- ČATER M., DIACI J., ROŽENBERGAR D. 2014. Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *Forest Ecology and Management*, 325: 128–135.
- ČATER M., LEVANIČ T. 2013. Response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. in different silvicultural systems of the high Dinaric karst. *Forest Ecology and Management*, 289: 278–288.
- ČATER M., LEVANIČ T. 2019. Beech and silver fir's response along the Balkan's latitudinal gradient. *Scientific Reports*, 9: 16269. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52670-z>
- ČATER M., SCHMID I., KAZDA M. 2012. Instantaneous and potential radiation effect on underplanted European beech below Norway spruce canopy. *European Journal of Forest Research*, 132: 23–32.
- ČOKL M. 1965. Rast tujih iglavcev v Sloveniji. Ljubljana, IGLG: 226 p.
- DU B., KREUZWIESER J., DANNENMANN M., JUNKER L.V., KLEIBER A., HESS M., JANSEN K., EIBLMEIER M., GESSLER A., KOHNLE U., ENSMINGER I., RENNENBERG H., WILDHAGEN H. 2018. Foliar nitrogen metabolism of adult Douglas-fir trees is affected by soil water availability and varies little among provenances. *PLoS ONE*, 13: e0194684. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194684>
- DUNBAR A., DHUBHAIN A.N., BULFIN M. 2002. The productivity of Douglas fir in Ireland. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 75: 537–545.
- GRIEU P., GUEHL J.M., AUSSENAC G. 1988. The effects of soil and atmospheric drought on photosynthesis and stomatal control of gas exchange in three coniferous species. *Physiologia Plantarum*, 73: 97–104.
- HEIN S., WEISKITTEL A.R., KOHNLE U. 2008. Effect of wide spacing on tree growth, branch and sapwood properties of young Douglas-fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco] in south-western Germany. *European Journal of Forest Research*, 127: 481–493.
- HOSTNIK R. 2020. Velikanke = The Giantess. Najvišje izmerjeno drevo v Sloveniji = The tallest measured tree in Slovenia. Celje, Zavod za gozdove Slovenije = Slovenia Forest Service, Društvo za trajnostni razvoj urbane narave.
- JENSSEN M. 2009. Die Grüne Douglasie im klimaplastischen Wald des Tieflandes - ökoklimatisch-waldgeografische Grundlagen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 43: 15–22.
- KLINKA K., CARTER R.E. 1990. Relationships between site index and synoptic environmental factors in immature coastal Douglas-fir stands. *Forest Science*, 36: 815–830.
- KOŠUTNIK D. 2013. Celjski mestni gozd v Pečovniku. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 192 p.
- KUBEČEK J., ŠTEFANČIK I., PODRÁZSKÝ V., LONGAUER R. 2014. Výsledky výzkumu douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii* /Mirb./ Franco) v České republice a na Slovensku - přehled. [Results of the research of Douglas-fir in the Czech

- Republic and Slovakia-review]. Forestry Journal, 60: 120–129.
- LASSOIE J.P., SALO D.J. 1981. Physiological response of large Douglas-fir to natural and induced soil water deficits. Canadian Journal of Forest Research, 11: 139–144.
- LEWIS J.D., LUCASH M.M., OLSZYK D.M., TINGEY D.T. 2004. Relationships between needle nitrogen concentration and photosynthetic responses of Douglas-fir seedlings to elevated CO₂ and temperature. New Phytologist, 162, 2: 355–364.
- LITTLE R.L., PETERSON D.L., SILSBEE D.G., SHAINSKY L.J., BEDNAR L.J. 1995. Radial growth patterns and the effects of climate on second-growth Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Siskiyou Mountains, Oregon. Canadian Journal of Forest Research, 25: 724–735.
- MONSERUD R.A., MOODY U., BREUER D.W. 1990. A soil-site study for inland Douglas-fir. Canadian Journal of Forest Research, 20: 686–695.
- PODRÁZSKÝ V., KUPKA I., PRKNOVÁ H. 2020. Substitution of Norway spruce for Douglas-fir: changes of soil microbial activities as climate change induced shift in species composition – a case study. Central European Forestry Journal, 66: 71–77.
- PODRÁZSKÝ V., MARTINÍK A., MATĚJKA K., VIEWEGH J. 2014. Effects of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) on understorey layer species diversity in managed forests. Journal of Forest Science, 60: 263–271.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., SLOUP R., PULKRAB K., NOVOTNÁ S. 2016. Douglas-fir - partial substitution for declining conifer timber supply - review of Czech data. Wood research, 61: 525–530.
- REMEŠ J., PULKRAB K., BÍLEK L., PODRÁZSKÝ V. 2020. Economic and production effect of tree species change as a result of adaptation to climate change. Forests, 11: 431. <https://doi.org/10.3390/f11040431>
- SAUTER U. 2008. Characteristics and potential of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco). Baden-Württemberg, Forest Research Institute, Department of Forest Utilisation: 38 p.
- SPIECKER H., LINDNER M., SCHULER J. (eds.) 2019. Douglas-fir – an option for Europe. Joensuu, European Forest Institute: 121 p. - What Science Can Tell Us 9/2019.
- SYNEK M., VAŠÍČEK J., ZEMAN M. 2014. Outlook of logging perspectives in the Czech Republic for the period 2013-2032. Journal of Forest Science, 60: 372–381.
- TYLER A.L., MACMILLAN D.C., DUTCH J. 1996. Models to predict the General Yield Class of Douglas fir, Japanese larch and Scots pine on better quality land in Scotland. Forestry: An International Journal of Forest Research, 69: 13–24.
- VEJPUSTKOVÁ M., ČIHÁK T. 2019. Climate response of Douglas fir reveals recently increased sensitivity to drought stress in Central Europe. Forests, 10: 97.
- ZEIDLER A., BORŮVKA V., SCHÖNFELDER O. 2018. Comparison of wood quality of Douglas fir and spruce from afforested agricultural land and permanent forest land in the Czech Republic. Forests, 9: 13.

VLIV KLIMATICKÝCH FAKTORŮ NA RADIÁLNÍ RŮST DŘEVIN VE SMÍŠENÝCH LESÍCH V EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITĚ KOZÍNEK

EFFECT OF CLIMATE FACTORS ON THE RADIAL GROWTH OF TREE SPECIES IN MIXED FORESTS IN THE KOZÍNEK SPECIAL AREA OF CONSERVATION

VOJTĚCH HÁJEK, ZDENĚK VACEK, STANISLAV VACEK, KAREL VANČURA

Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129,
165 21 Praha 6

ABSTRACT

*In the Kozínek Special Area of Conservation (378–504 m a. s. l.) in the Broumovsko Protected Landscape Area, the radial growth of the dominant European beech (*Fagus sylvatica* L.) was studied in mixed scree forests and herb-rich beech forest with seven admixed tree species – sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.), small-leaved linden (*Tilia cordata* Mill.), European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), sessile oak [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.], Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.], silver fir (*Abies alba* Mill.) and European ash (*Fraxinus excelsior* L.). The objective of the research was based on dendrochronological analyzes to assess the effect of climatic factors (temperatures, precipitation, extreme events) and air pollution (SO_2 concentrations) on the diameter increment of the trees. Sycamore showed the lowest variability in radial growth, while the lowest effect of climatic factors was observed in sessile oak. On the other hand, the most endangered tree species by climate change was Norway spruce, such as silver fir. A significant negative effect of SO_2 concentrations was also found in these two tree species. In recent years, due to climate change, there has been an increase in the frequency of negative pointer years characterized by extremely low radial growth.*

Keywords: scree forests, herb-rich beech forests, dendrochronology, temperatures, precipitation

ABSTRAKT

*V Evropsky významné lokalitě Kozínek (378–504 m n. m.) v CHKO Broumovsko byl ve smíšených porostech suťových lesů a květnatých bučin studován radiální růst dominantního buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) a sedmi přimíšených dřevin – javoru kleny (*Acer pseudoplatanus* L.), lípy srdčité (*Tilia cordata* Mill.), habru obecného (*Carpinus betulus* L.), dubu zimního [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.], smrku ztepilého [*Picea abies* (L.) Karst.], jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) a jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior* L.). Cílem výzkumu bylo na základě dendrochronologických analýz posoudit vliv klimatických faktorů (teplot, srážek, extrémních událostí) a znečištění ovzduší (SO_2 koncentrace) na tloušťkový přírůst daných dřevin. Javor klen vykazoval nejnižší variabilitu v radiálním růstu, zatímco nejnižší účinek klimatických faktorů byl pozorován u dubu zimního. Naopak nejohroženější dřevinou*

z hlediska klimatických změn byl smrk ztepilý a podobně tomu bylo i u jedle bělokoré. U těchto dvou dřevin byl také zjištěn signifikantní negativní vliv koncentrací SO_2 . V posledních letech v důsledku klimatických změn dochází k nárůstu četnosti negativních let charakteristických extrémně nízkým radiálním růstem.

Klíčová slova: suťové lesy, květnaté bučiny, dendrochronologie, teploty, srážky, imise

Úvod

Způsoby obhospodařování lesních porostů mají velký dopad na lesní ekosystémy, a to zejména v podmínkách globálních klimatických změn (BOŠELA et al. 2016). Nedostatek srážek a v důsledku toho častější a výraznější sucha se stává hlavním rizikem pro růst, ekologickou stabilitu a vitalitu lesních ekosystémů (KOLSTRÖM et al. 2011). Zvýšené teploty vzduchu spolu se současným snížením srážek během vegetačního období ve střední a jižní Evropě v posledních letech vedou k výrazným obdobím letního sucha, což mnohde má závažné důsledky pro růstové procesy v přírodních i hospodářských lesích (MARTÍN-MARTÍN et al. 2013). Mnohdy přitom jde i o zachování holé existence lesů v důsledku výrazně narůstajících disturbancí a množství nahodilých těžeb (ŠIMŮNEK et al. 2020). Též aplikované způsoby obhospodařování mají vliv na stav a vitalitu porostů (VACEK et al. 2015), jejich biodiverzitu (TORRAS, SAURA 2008), na půdu (BORRELLI et al. 2016), kvalitu vody (STOTT et al. 2001) a související ekosystémové služby (CHAZDON 2008).

V Evropě se vzhledem k dlouhé historii obhospodařování lesů dochovalo jen málo lesních ekosystémů, které svou druhovou, prostorovou a věkovou strukturou připomínají přírodní stav (SABATINI et al. 2018). Jedním z přírodních blízkých smíšených lesních ekosystémů s dominantním bukem lesním je Evropsky významná lokalita Kozínek v CHKO Broumovsko (HÁJEK et al. 2020).

Cílem tohoto příspěvku bylo ve smíšených porostech zhodnotit vliv klimatických faktorů na radiální růst dominantního buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) a sedmi přimíšených dřevin: javoru klenu (*Acer pseudoplatanus* L.), lípy srdčité (*Tilia cordata* Mill.), habru obecného (*Carpinus betulus* L.), dubu zimního [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.], smrku ztepilého [*Picea abies* (L.) Karst.], jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) a jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior* L.).

MATERIÁL A METODIKA

Evropsky významná lokalita (EVL) Kozínek (CZ 0520507) se v CHKO Broumovsko nachází na ploše 84,08 ha a je jedním typem chráněných území v rámci soustavy NATURA 2000. Lokalita je významná především hojným výskytem prioritního biotopu suťových lesů a květnatých bučin. Nadmořská výška lokality je 378–504 m. Geologický podklad tvoří převážně křídové a kvartérní sedimenty. Převládajícími půdními typy jsou pararendziny, kambizemě a rankery (AOPK 2004). Z klimatického hlediska lokalita Kozínek náleží do mírně teplé oblasti (rajon MT7) s průměrnou roční teplotou 7,2 °C a ročním úhrnem srážek 742 mm. Suťové lesy jsou tvořeny rostlinnými asociacemi *Aceri-Carpinetum*, *Mercuriali-Fraxinetum* a v menší míře i *Lunario-Aceretum*, květnaté bučiny asociacemi *Aceri-Fagetum*, *Asperulo-Fagetum* a *Dentario enneaphylli-Fagetum* i asociací

Tilio cordatae-Fagetum. Věk zkoumaných porostů se pohybuje v rozmezí 119–163 let a porostní zásoba 591–699 m³.ha⁻¹ (HÁJEK et al. 2020).

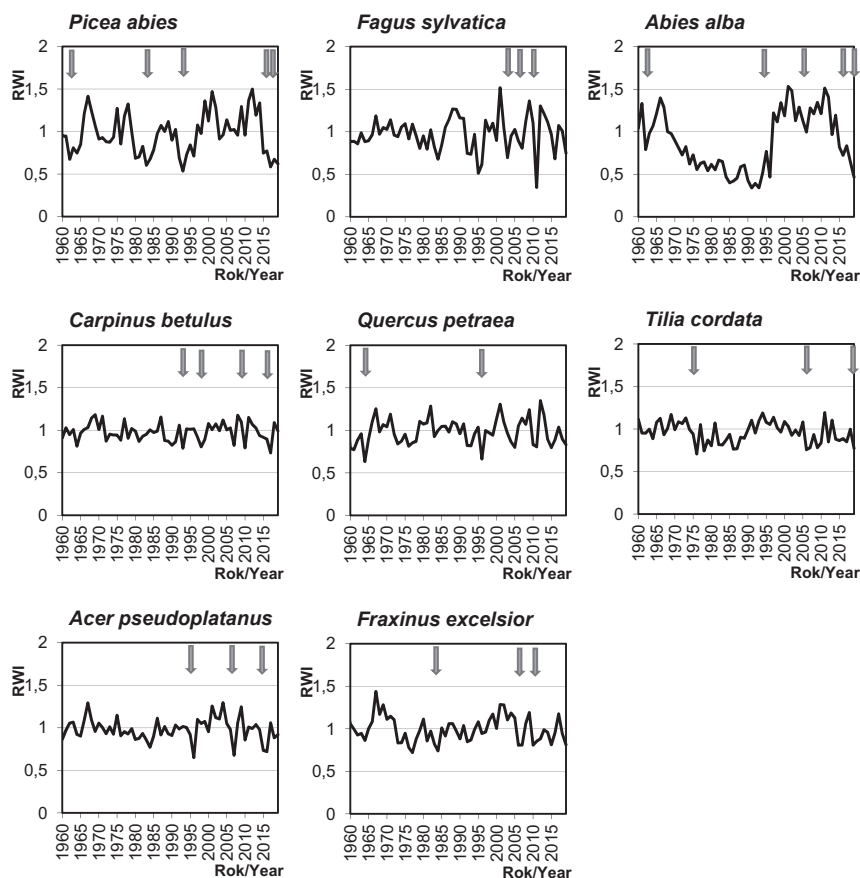
Data pro analýzu růstových poměrů byla získána odběrem vývrtů ve výšce 1,3 m Presslerovým nebozezem ze 30 živých nadúrovňových a úrovňových stromů z výše uvedených osmi dřevin. Šířky letokruhů byly měřeny s přesností na 0,01 mm binolupou Olympus na měřícím stole LINTAB a zaznamenávány programem TsapWin (Rinntech).

Letokruhové série byly jednotlivě křížově datovány s využitím statistických testů v programu CDendro a vizuální revize odhalených nesrovnalostí. Jednotlivé křivky byly dále dvoukrokově detrendovány v programu R (R Foundation), v balíčku DplR. Věkem podmíněný exponenciálně klesající růstový trend byl v prvním kroku odstraněn negativní exponenciální funkcí metodou ModNegExp, načež byla data v 2. kroku detrendována spline funkcí s délkou odpovídající 67 % délky detrendované série (COOK, KAIRIUKSTIS 1990). Průměrné letokruhové chronologie pro jednotlivé dřeviny byly následně korelovány s koncentracemi SO₂ ze stanice Desná-Souš (770 m n. m.) a klimatickými daty (měsíční srážky a teploty z meteorologické stanice Úpice (413 m n. m.). Analýza negativních významných let (NPY) byla provedena dle SCHWEINGRUBERA et al. (1990). Pro každý strom byly testovány významné roky jako extrémně úzké letokruhy, které nedosahují 40 % z průměru přírůstků z předchozích 4 let. Výskyt negativního roku byl prokázán, pokud se tato silná redukce přírůstu vyskytla alespoň u 20 % stromů na ploše. Pro modelování tloušťkového přírůstu v závislosti na klimatických charakteristikách byl použit software DendroClim a Statistica (StatSoft, Tulsa).

VÝSLEDKY

Z regionální standardizované chronologie šířky letokruhů studovaných dřevin vyplývá, že nejvyšší variabilita růstu byla zjištěna u jedle bělokoré [Ring width index (RWI) ± 0,41 SD] a smrku ztepilého (RWI ± 0,35 SD), naopak relativně vyrovnaný růst byl u javoru klenu (RWI ± 0,14 SD), buku lesního a habru obecného (RWI ± 0,15 SD; Obr. 1).

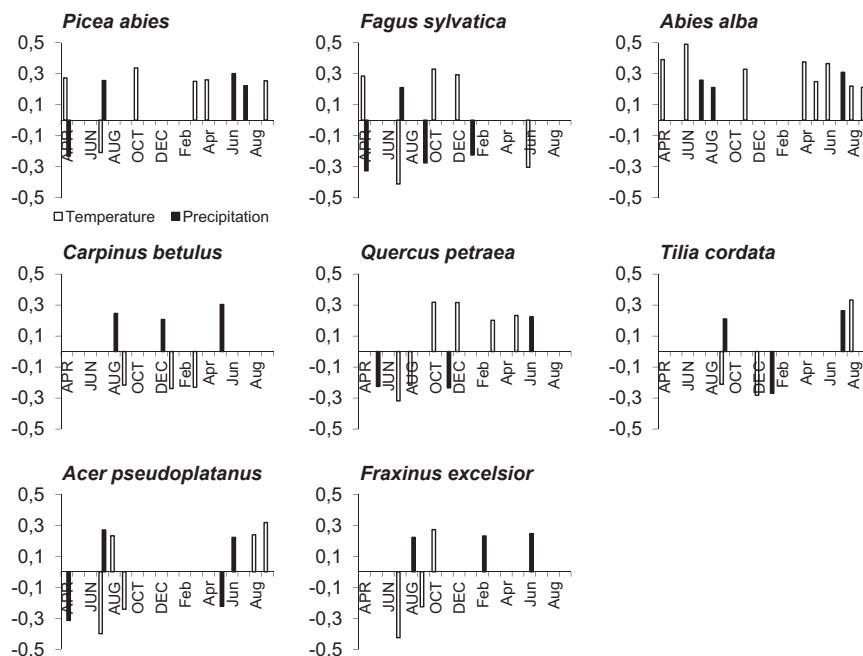
U smrku byl v letech 1979–1985 výrazný pokles radiálního růstu způsoben znečištěním ovzduší SO₂ a v letech 1992–1996 v důsledku sucha a následného ataku lýkožrouta smrkového (Obr. 1). Od r. 1997 pak docházelo k výraznému zvyšování radiálního růstu. Deprese radiálního růstu v letech 2015–2019 byla způsobena suchem v kombinaci s vysokými teplotami, zejména ve vegetačním období. Klimaticky významné negativní roky (NPY) s nízkým radiálním přírůstkem byly u této dřeviny v letech 1962, 1983, 1993, 2015 a 2017. Podobně jako u smrku, nejvyšší počet (5) NPY byl zaznamenán u jedle bělokoré. Od r. 1972 došlo k jejímu napadení korovnicí kavkazskou (*Dreyfusia nordmanniana*) a v letech 1977–1994 byl pokles růstu negativně ovlivněn imisním zatížením SO₂. Od r. 1996 pak docházelo k výraznému zvyšování radiálního růstu. Deprese radiálního růstu v letech 2015–2019 byla způsobena opět suchem. NPY s nízkým radiálním přírůstkem jedle byly r. 1962, 1996, 2006, 2016 a 2019. Vysoký počet NPY byl také u habru obecného (1993, 1998, 2010 a 2017).



Obr. 1: Standardní letokruhové chronologie zkoumaných dřevin po odstranění věkového trendu v letech 1960–2019; RWI – letokruhový index, šipky znázorňují negativní roky s extrémně nízkým přírůstem

Fig. 1: Standard ring-width chronologies of studied tree species after removing the age trend in 1960–2019; RWI – ring width index, arrows showing negative pointer years with extremely low increment

U dominantní dřeviny buku lesního byly klimaticky významné roky s nízkým radiálním přírůstem pouze ve třech případech: r. 2003, 2011 a 2016 (Obr. 1). Snížený radiální růst v letech 2003 a 2011 byl způsoben silným poškozením asimilačních orgánů pozdním mrazem. V roce 1995 to bylo způsobeno silným napadením buku červcem bukovým (*Cryptococcus fagi*). V letech 2016 a 2019 byl pokles radiálního růstu způsoben opět suchem. Podobně jako u buku, tři NPY byly zjištěny u lípy srdčité (1976, 2006 a 2019), jasanu ztepilého (1984, 2006 a 2010) a javoru kleny (1996, 2007 a 2015). Výrazně snížený radiální růst u jasanu byl způsoben poškozením asimilačního aparátu pozdním mrazem. U javoru kleny výrazně snížený radiální růst v roce 1996 a 2007 byl způsoben svažetlkou javorovou (*Rhytisma acerinum*) v kombinaci se suchem. Nejnížší počet NPY byl u dubu zimního,



Obr. 2: Korelace mezi standardizovanými šířkami letokruhů studovaných dřevin s měsíčními teplotami vzduchu (bílá) a srážkami (černá) od dubna předchozího roku (velká písmena) do září běžného roku (malá písmena) pro období 1968–2019; znázorněny jsou pouze korelační koeficienty se statisticky významnými hodnotami ($\alpha = 0,05$)

Fig. 2: Correlation of standardized annual ring widths of the studied tree species with monthly air temperatures (white) and precipitation (black) from April of the previous year (capital letters) to September of the current year (lower case letters) for the period 1963–2019; only correlation coefficients with statistically significant values are shown ($\alpha = 0.05$)

kdy roky s nízkým radiálním růstem byly pouze r. 1964 a 1996. Snížený radiální růst v roce 1996 byl pak způsoben žírem obaleče dubového (*Tortrix viridana*).

Z hlediska vlivu klimatických faktorů, korelace radiálního růstu sledovaných druhů dřevin s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukázaly některé statisticky významné ($p < 0,05$) hodnoty (Obr. 2). Jedle se signifikantními klimatickými faktory v 11 signifikantních měsících a smrk v 10 měsících patřily k nejvíce citlivým dřevinám. Naopak pouze klimatické faktory v 6 signifikantních měsících ovlivňují radiální růst u habru, lípy a jasanu. Teplota měla vyšší vliv na radiální růst ve srovnání se srážkami. V předcházejícím roce klimatické faktory v září měly nejvýznamnější vliv na radiální růst, přičemž v aktuálním roce to byl měsíc červen.

Z Tab. 1 také vyplývá, že smrk a jedle jsou nejcitlivější dřeviny. Konkrétně pak srážky měly signifikantní ($p < 0,05$ – $0,01$) pozitivní vliv na radiální růst smrku, dubu a habru, zejména pak ve vegetačním období. Na druhou stranu růst jedle byl

Tab. 1: Korelace radiálního růstu dřevin s klimatickými faktory (1968–2019) a znečištěním ovzduší (1961–2013); významné korelace jsou označeny tučně ($p < 0,05$) a podtrženy ($p < 0,01$)

Tab. 1: Correlations between radial growth of tree species and climatic (1968-2019) and air pollution factors (1961–2013); significant correlations are indicated in bold ($p < 0.05$) and underlined ($p < 0.01$)

	SO ₂ Mean	SO ₂ Max	PreAct Ann	PreAct Veg	PreLas Veg	PreAct VI-VII	PreAct NonVeg	TemAct Ann	TemAct Veg	TemLas Veg	TemAct VI-VII	TemAct NonVeg
SM	<u>-0,41</u>	<u>-0,42</u>	0,04	0,30	0,05	<u>0,37</u>	-0,11	0,09	0,08	0,11	0,02	0,08
BK	0,03	0,00	0,08	0,14	-0,19	0,20	-0,10	0,00	-0,09	0,28	-0,09	0,18
JD	<u>-0,81</u>	<u>-0,75</u>	-0,04	0,15	0,00	0,24	-0,19	0,34	<u>0,37</u>	<u>0,37</u>	0,33	0,22
HB	-0,18	-0,06	-0,18	-0,06	<u>0,45</u>	-0,02	0,08	0,02	0,11	-0,25	-0,02	-0,27
DB	-0,08	-0,05	0,33	0,30	0,05	0,35	0,15	-0,10	-0,19	-0,07	-0,17	0,05
LP	-0,14	-0,25	0,22	0,14	0,15	0,23	0,10	0,03	0,09	0,19	0,03	-0,08
KL	-0,29	-0,27	0,12	0,05	0,01	0,21	0,08	-0,02	0,05	0,24	-0,04	-0,16
JS	-0,28	-0,21	0,12	0,11	-0,08	0,25	0,19	-0,13	-0,06	0,28	-0,10	-0,06

Mean – průměrné, Max – maximální, Pre – srážky, Tem – teploty, Act – aktuální rok, Las – předcházející rok, Ann – roční, Veg – ve vegetační sezóně, NonVeg – mimo vegetační sezónu, VI-VII – v červnu a červenci

Mean – mean, Max – maximal, Pre – precipitation, Tem – temperatura, Act – current year, Las – previous year, Ann – annual, Veg – in vegetation period, NonVeg – outside vegetation period, VI-VII – in June and July

signifikantně ($p < 0,05$ – $0,01$) pozitivně ovlivňován teplotami. Ve vztahu ke znečištění ovzduší měly vysoké koncentrace SO₂ signifikantně ($p < 0,01$) negativní vliv pouze u studovaných jehličnatých dřevin.

DISKUSE

V souvislosti s relativní rozmanitostí druhové struktury studovaných radiální růst zkoumaných dřevin byl ovlivněn řadou různých faktorů (sucho, pozdní mrazy, škůdci, imise atd.). U buku, jako dominantní dřeviny, byl v posledních letech pozorován snížený radiální růst, zejména v důsledku sucha podobně jako u smrku a jedle, u ostatních druhů stromů tento trend nebyl tak zřejmý. Srovnání této situace s některými evropskými státy ukázalo, že buk hlavně na jižním okraji svého přirozeného areálu a v nižších polohách trpí snížením přírůstku (BONTEMPS et al. 2010), i když regionální rozdíly mohou být velké (TEGEL et al. 2014). SZYMURA et al. (2013) uvedli, že množství dostupné vody je klíčovým faktorem pro distribuci buku, protože při nedostatku vody je buk méně konkurenceschopný než další druhy stromů vyskytující se na těchto lokalitách, např. dub. Snížení radiálního růstu v evropských lokalitách bylo rovněž uvedeno v práci DITTMAR et al. (2003).

Nejcitlivější dřevinou na klimatické změny ze studovaných dřevin byl smrk ztepilý, podobně to uvádějí VACEK et al. (2019). Velmi citlivou dřevinou na synergismus korovnice kavkazské a imisního zatížení, v posledních letech i na suchu byla jedle bělokorá. K podobným výsledkům dospěli například MIKULENKA et al. (2020) z Jeseníků. Nejméně citlivou dřevinou na klimatické změny byl dub zimní. Radiální růst ostatních studovaných dřevin (javoru klenu, lípy srdčité, habru obecné)

ného a jasanu ztepilého) byl relativně stabilní. Kromě toho je ve smíšených lesích dosahováno vyššího přírůstu a stability ve srovnání s monokulturami (VACEK et al. 2021). Budoucnost vývoje radiálního růstu bude v zásadě záviset na regionálním podnebí a produktivitě stanovišť (AERTSEN et al. 2014). Tyto místní faktory do značné míry ovlivňují zobecnění výsledků pro širší spektrum lesních porostů a jsou základem pro porovnávání výsledků různých studií.

ZÁVĚR

Radiální růst dřevin v suťových lesích a květnatých bučinách na EVL Kozínek byl ovlivněn řadou faktorů. Klimatické faktory měly vliv na radiální růst zkoumaných dřevin. Javor klen vykazoval nejnížší variabilitu v radiálním růstu, zatímco u dubu zimního byl zaznamenán nejnížší počet měsíců, kdy byl vliv klimatu na radiální růst signifikantní. Naopak nejohroženější dřevinou z hlediska klimatických změn a znečištění ovzduší byl smrk ztepilý a jedle bělokora. Radiální růst ostatních studovaných dřevin byl relativně stabilní. Výrazná růstová minima zapříčiněná abiotickými i biotickými faktory dokumentují vyšší zranitelnost dřevin v suťových lesích ve srovnání s květnatými bučinami. Zejména pak v posledních 20 letech dochází ke zvyšování počtů negativních let s extrémně nízkým radiálním růstem v důsledku klimatické změny.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA č. A 20/03).

LITERATURA

- AERTSEN W., JANSSEN E., KINT V., BONTEMPS J.D., VAN ORSHOVEN J., MUYS B. 2014. Long-term growth changes of common beech (*Fagus sylvatica* L.) are less pronounced on highly productive sites. *Forest Ecology and Management*, 312: 252–259.
- AOPK 2004. Evropsky významné lokality ČR. CZ0520507 – Kozínek. Praha, AOPK ČR.
- BONTEMPS J.D., HERVÉ J.C., LEBAN J.M., DHÔTE J.F. 2011. Nitrogen footprint in a long-term observation of forest growth over the twentieth century. *Trees – Structure and Function*, 25: 237–251.
- BORRELLI P., PANAGOS P., LANGHAMMER J., APOSTOL B., SCHÜTT B. 2016. Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: first approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 60: 1208–1220.
- BOŠELA M., ŠTEFANČÍK I., PETRÁŠ R., VACEK S. 2016. The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and Forest Meteorology*, 222: 21–31.
- COOK E.R., KAIRIUKSTIS L.A. 1990. *Methods of dendrochronology – applications in the environmental sciences*. Dordrecht, Boston, London, Kluwer Academic Publisher and International Institute for Applied Systems Analysis: 394 s.
- DITTMAR C., ZECH W., ELLING W. 2003. Growth variations of Common beech (*Fa-*

- gus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*, 173: 63–78.
- HÁJEK V., VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., PRAUSOVÁ R., LINDA R., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. 2020. Changes in diversity of protected scree and herb-rich beech forest ecosystems in Central Europe over 55 years. *Central European Forestry Journal*, 66, 4: 202–217.
- CHAZDON R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458–1460.
- KOLSTRÖM M., LINDNER M., VILÉN T., MAROSCHEK M., SEIDL R., LEXER M. J., NETHERER S., KREMER A., DELZON S., BARBATI A., MARCHETTI M., CORONA P. 2011. Reviewing the science and implementation of climate change adaptation measures in European forestry. *Forests*, 2: 961–982.
- MARTÍN-MARTÍN C., BUNCE R.G., SAURA S., ELENA-ROSSELLÓ R. 2013. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators*, 33: 129–138.
- MIKULENKA P., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., SIMON J., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V. 2020. Effect of climate and air pollution on radial growth of mixed forests: *Abies alba* (Mill.) vs. *Picea abies* (L.) Karst. *Central European Forestry Journal*, 66, 1: 23–36.
- SABATINI F.M., BURRASCANO S., KEETON W.S., LEVERS C., LINDNER M., PÖTZSCHNER F., VERKERK P.J., BAUHUS J. et al. 2018. Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24, 10: 1426–1439.
- SCHWEINGRUBER F.H., ECKSTEIN D., SERRE-BACHET F., BRÄKER O.U. 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8: 8–38.
- STOTT T., LEEKS G., MARKS S., SAWYER A. 2001. Environmentally sensitive plot-scale timber harvesting: impact on suspended sediment. *Bedload and bank erosion dynamics*. *Journal of Environmental Management*, 63: 3–25.
- SZYMURA T.H., SZYMURA M., PIETRZAK M. 2013. Influence of land relief and soil properties on stand structure of overgrown oak forests of coppice origin with *Sorbus torminalis*. *Dendrobiology*, 71: 49–58.
- ŠIMŮNEK V., SHARMA R.P., VACEK Z., VACEK S., HŮNOVÁ I. 2020. Sunspot area as unexplored trend inside radial growth of European beech in Krkonoše Mountains: a forest science from different perspective. *European Journal of Forest Research*, 139: 999–1013.
- TEGEL W., SEIM A., HAKELBERG D., HOFFMANN S., PANEV M., WESTPHAL T., BÜNTGEN U. 2014. A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *European Journal of Forest Research*, 133: 61–71.
- TORRAS O., SAURA S. 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255: 3322–3330.
- VACEK S., BULUŠEK D., VACEK Z., BÍLEK L., SCHWARZ O., SIMON J., ŠTÍCHA V. 2015. The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Science*, 132: 81–102.
- VACEK Z., VACEK S., SLANAŘ J., BÍLEK L., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I., KRÁLÍČEK I.,

- VANČURA K. 2019. Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65: 129–144.
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V., KRÁLÍČEK I. 2021. Mixed vs. monospecific mountain forests in response to climate change: structural and growth perspectives of Norway spruce and European beech. *Forest Ecology and Management*, 488: 119019.

HISTORICKÁ PERCEPCE BIOMELIORAČNÍ FUNKCE LESA – ČASOVÁ OSA

HISTORICAL PERCEPTION OF A SOIL-IMPROVING FUNCTION OF FOREST – A TIMELINE

DUŠAN KACÁLEK, ONDŘEJ ŠPULÁK, JAN BARTOŠ, FRANTIŠEK ŠACH

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno,

kacalek@vulhmop.cz

ABSTRACT

A concept of biological amelioration of soil has been found in literature over long term though the oldest sources described that in other words. It can be, however, stated that our predecessors were aware of soil fertility improvement and maintenance needs and also that they knew positive effects of litter fall on nutrient pools. Later it became obvious that some woody species are capable of improving nutrient cycle more than the others. The 1950s can be perceived as a dawn of so-called eco-system approach in which the bio-ameliorative function is understood as a synergy of woody species litter-fall, decomposers and environment effects.

Keywords: soil fertility, nutrient return, forestry policy

ABSTRAKT

Pojem biologická meliorace půdy je doložitelný v literatuře po velmi dlouhou dobu, ačkoliv nejstarší prameny užívají pro tento proces jiná slovní spojení. Můžeme nicméně, konstatovat, že naši předchůdci si byli plně vědomi důležitosti zlepšování a udržování půdní úrodnosti a také že znali pozitivní účinky opadu lesních dřevin na zásobu živin. Později začalo být zřejmé, že některé dřeviny mohou zlepšovat koloběh živin více než jiné. Již od poloviny 20. století začal být uplatňován ekosystémový náhled, ve kterém je biomeliorační funkce chápána jako souběh vlivů opadu dřevin, dekompozitorů a prostředí.

Klíčová slova: půdní úrodnost, návrat živin, lesnická politika

Úvod

Od biologické meliorace půd očekáváme (i) zlepšení (lat. melioratio), ale také (ii) zachování úrodnosti lesního stanoviště (např. TESÁŘ 1994). První případ se týká spíše stanovišť degradovaných (ZACHAR 1983, LHOTSKÝ et al. 1987), druhý stanovišť využívaných víceméně trvale (dlouhodobě) udržitelným způsobem. Biomeliorace spočívá především v návratu části získaných živin zpět do půdy opadem a rozkladem odumřelých pletiv (viz WIKIPEDIA – MZD). Tato funkce je vlastní všem druhům suchozemských rostlin. Přesto jednotlivé druhy lesních dřevin takto působí na různých stanovištích kvalitativně i kvantitativně odlišně (SLODIČÁK

et al. 2017), k čemuž přispívají také druhy půdního edafonu (FROUZ et al 2013). Nejnovější kompletní výčet stanovištně vhodných melioračních a zpevňujících dřevin uvádí příloha č. 2 vyhlášky č. 298/2018 Sb. Tento seznam novelizuje (viz SLODIČÁK et al. 2016) čtvrt století starý koncept z vyhlášky č. 83/1996 Sb. specifikující užití jednotlivých dřevin podle konkrétních stanovišť.

Při studiu problematiky melioračních funkcí lesních dřevin jsme shromáždili řadu poznatků z odborné literatury. Kromě novějších studií prezentujeme také názory, které i přes svůj původ v minulých stoletích a použití tu více, tu méně archaické formy jazyka jsou natolik aktuální, že podnítily nápad na uspořádání výňatků z publikovaných textů do časové osy poskytující stručný náhled vývoje konceptu meliorační funkce lesních dřevin během více než 180 let. Autoři si nekladli za cíl sestavit zcela vyčerpávající seznam, ale využili výběr českých a slovenských zdrojů umožňujících výstižný popis idejí spojených s péčí o úrodnost lesních půd. Jednotlivé doslovně citované texty jsou zvýrazněny „kurzívou“, aby kromě věcné stránky informace bylo zachováno původní sdělení. Cílem příspěvku je zachovat povědomí o odborných základech koncepce melioračních dřevin formulovaných již v dobách, které jsou většinou považovány za doménu historických věd.

ČASOVÁ OSA

Potřeba zakládání smíšených porostů a udržení co možná nejpestřejší druhové skladby s pozitivním účinkem na úrodnost lesní půdy jsou tématem pěstování lesů již dlouhou dobu, jak vidíme na doporučení z roku 1836, kde lesmistr Jan Černý uvedl, že: „... les smíšený je syc dražší nežli čistý les smrkový, ale země se neochuzuje jako u lesa čistě smrkového, ale udržuje při síle“ (NOŽIČKA 1957). Zde vidíme, že naši předchůdci pojmenovali výstižně funkci lesa, kterou dnes nazýváme biomeliorační. Jan Černý pak pokračuje: „Musí být snahou každého rozumného lesního udržet kapitál půdní a tím zároveň je udržena cena země a její úrodnost“ (NOŽIČKA 1957). Znalost geologických a pedologických poměrů je odedávna pro lesníky nezbytná a tak např. máme doklad o využívání znalostí těchto oborů ve 30. letech 19. století u slovenského lesníka Jozefa Dekreta Matejovie (JANČÍK et al. 1954).

Také ZENKER (1891) uváděl pro „30. léta 19. století – na trhu větší poptávka po smrku – shledáváme až skorem do nejnovější doby téměř závodění v zakládání čistých smrkovin – poněvadž dnešní světový trh smrkové zboží nejlépe platí, počíná zatlačovati učení o stálosti a rozmanitosti druhu dřevin, což za životní základ lesa, ač ne všude tak přece ponejvíce se nyní považuje. Celý provozovací lesní kapitál nesmí se zakládati pouze na dočasně odbytném dříví, nýbrž musí i na přírodovědeckých a státo-hospodářských zásadách zbudován býti, neb nikdo z nás dnes nemůže s úplnou jistotou předvídati, zda-li děti našich vnuků po 80 – 100 letech budou moci smrkové dříví na trhu právě tak dobře odbývati jako my (ZENKER 1891). O 22 let později připomněl totéž CHADT-ŠEVĚTÍNSKÝ (1913).

Středobodem lesnického hospodaření je trvalá udržitelnost – ve vztahu ke koloběhu živin získávaných a vrácených zpět do půdy ČERNÝ (1926) napsal: „Spotřeba výživných látek, ze kterých stromy tvoří hmotu dřevní jest velice značná, a stoupá

se vzrůstem a vývinem stromu. Tím se půda ochuzuje a vyčerpává; vyčerpání dostavuje se zvláště tehdy, když se lesní půdě odnímá hrabanka, která značí pro les přirozené a při tom výborné hnojivo... V lesích hospodářských, v nichž se těžení hmoty dřevní provádí trvale a s určitou obdobností, musíme se řídit zásadou, aby zásoba půdních živin neklesla, nýbrž aby se udržela a podle možnosti, i rozmnožila. K dosažení výše uvedeného účelu jest důležité, aby po seznání poměrů stanovištních bylo při tvoření porostů bedlivě přihlíženo, k správné volbě dřeviny, které by odpadem odumřelých částic svého těla poskytovala půdě vydatné náhrady. Z těchto odumřelých částic, které tvoří hrabanku, vzniká pak trouch neboli humus; proto dopouští se těžkého hříchu ten, kdo z jakýchkoliv důvodů odnímá lesu hrabanku (ČERNÝ 1926).

KONŠEL (1931) potom formuloval koncept „Léčení lesních půd – nabádací prostředek biologický na př. změnou směsi porostní“ (KONŠEL 1931) a později (KONŠEL 1934) užil termín „Dřevina hnojivá: rozmnožuje a zlepšuje porostní humus, pro kterýžto účinek může býti též do porostu přimíchávána bez jiných zřetelů (na př. buk do smrku, habr do boří)“ (KONŠEL 1934). Shrňme-li tedy zásadní myšlenky, ČERNÝ (1926) a KONŠEL (1934) připomínají hnojivý efekt lesního humusu udržující a zvětšující nabídku živin, KONŠEL (1931) formuluje biologickou léčbu lesních půd a definuje efekt konkrétních dřevin na zlepšení porostního humusu (KONŠEL 1934). ŽABKA (1943) popisuje olši lepkavou jako dřevinu, kterou je „...nutno zařaditi mezi dřeviny půdu zlepšující a obohacující o dusík, nehledě ani k tomu, že bohatým opadem listů poskytuje půdě humus a další živiny... Snáší do jisté míry i nedostatek kyslíku v půdě, neboť může vytvořiti t. zv. vzdušné kořeny, jichž účelem jest přijímati v případě potřeby kyslík ze vzduchu... na takovém stanovišti třeba olši lepkavou považovati za přípravou, resp. meliorační dřevinu.“ O pojmu lesnická meliorace FRIČ (1940) referuje jako o „zalesňování pustých a méně úrodných pozemků; zalesněním byla pak půda přinucena přinášet užitky a současně byly její vlastnosti krytem lesa zlepšovány“ (FRIČ 1940).

K otázkám kvantity a kvality lesního humusu se MAŘAN (1947a) vyjádřil takto: „Lesní humus – je dnes naším požadavkem, aby se tyto vrstvy nejen neustále tvořily, ale aby se současně ústrojné látky rychle rozpadaly, rozkládaly, tím aby se uvolňovaly všechny potřebné živiny, aby se samočinně upravovaly fyzikální vlastnosti půdy s množstvím ústrojenců, pracujících k prospěchu lesa. Nechceme, aby tato pokrývka byla příliš silná...a tak... látky zůstaly nerozloženy. Nechceme, aby se opět rozkládala příliš rychle (MAŘAN 1947a). Zde vidíme již ekosystémový přístup k problému rozlišující jednotlivé složky lesní vegetace, takže MAŘAN (1947b) dále uvádí: „Lesní humus je sám o sobě povahy kyselé. Nejkyselejší je humus z vřesu, borůvky, brusinky, z různých mechů (rašeliníků), méně kyselý je z jehličí jedle, smrku, borovice a konečně z listů nebo trav. Nejméně kyselé jsou štávy v listech javoru, lípy a buku“ (MAŘAN 1947b). Vztah rostlina ↔ prostředí dále akcentovali MAŘAN a KÁŠ (1948) sdělením, že: „každá dřevina inklinuje k tvorbě surového nadložního humusu kyselé povahy a sorbčně nenasyceného tím více, čím více se vzdaluje od vyžadovaných optimálních stanovištních podmínek a naopak, že dřeviny humus hromadící tuto schopnost ztrácejí a stávají se dřevinami humus rozkládajícími (jinými slovy působí k tvorbě humusu živného), čím více se těmto

podmínkám blíží. Z těchto důvodů je také tvorba nevhodných humusových forem na lokalitách horších a nejhorších bonit častější, než na lepších... V celku musíme resumovati, že za různých podmínek rozhodují o formě humusu podmínky stanovištní, za týchž poměrů stanovištních pak druh dřeviny“ (MAŘAN, KÁŠ 1948). SVOBODA (1952) dále dodal „.... humus vysloveně příznivé dřeviny nebo směsi dřevin na nečinném stanovišti je v každém směru horší než humus nepříznivých dřevin na dobrém stanovišti. Tak tvoří na nečinném stanovišti i relativně příznivá dřevina, jako je buk, suchý trouch“ (SVOBODA 1952).

JANČÍK et al. (1954) uváděli, že již zmíněný Jozef Dekret užíval jako meliorační dřevinu břízu; tato funkce byla v 50. letech vnímaná spíše ve shodě s naším současným pojmem dřeviny přípravné, protože píše „Brezu ako prípravnú drevinu vysieval Dekret sústavne, lebo sa o nej hovorí v sumárnom výkaze melioračných prác z r. 1830“ (JANČÍK et al. 1954).

V dalším kroku pak již byly rozlišovány biomelioračně funkční dřeviny s očekávaným vlivem na půdu. PELÍŠEK (1964) uvedl: „Jehličnaté porosty dávají svým opadem vždy humusy kyselejší, porosty listnaté nebo smíšené naopak humusy méně kyselé. Zdá se, že vliv dřeviny na chemismus půdy a celkovou humifikaci je značně závislý zejména na minerální bohatosti půdy a vodním, popř. teplotním režimu. Přeměna rostlinných látek v látky humusové je mnohotvárná a je úzce spojena s činností mikroorganismů. Biologické meliorační zásahy jsou prováděny hlavně pomocí tzv. melioračních dřevin (lípa, líska, olše šedá aj.), keří i rostlinami (lupina). Biologický způsob meliorace tkví v použití přípravných dřevin přizpůsobených pro nepříznivé podmínky, s vysokou transpirační schopností, které mají připravit půdu i zlepšit celkové prostředí pro náročnější cílové dřeviny (PELÍŠEK 1964).

ZACHAR (1983) později napsal „...kladne pôsobia tie dreviny a porastné formy dané štruktúrou porastu, ktoré rozklad organickej hmoty urýchlujú a pritom nepodporujú záporné tendencie pôdotvorných procesov...najlepším ukazovateľom kvality týchto procesov je pomer C:N..., v listnatých a zmiešaných ihličnato-listnatých porastoch je tento pomer menší ako v ihličnatých /borovicových a smrekových/ porastoch, čo znamená, že listnaté dreviny pôsobia na pôdu melioračne“ (ZACHAR 1983). Později LHOTSKÝ et al. (1987) výstižně definovali: „Meliorační účinek, především listnáčů, záleží v intenzivnější transformaci organické půdní hmoty, v hlubším a intenzivnějším mísení humusu s minerální zeminou, ve zvětšení objemu uvolňování přístupných živin a v úpravě acidity prostředí. Biomeliorace pěstebními opatřeními zahrnují především zavedení vhodné porostní skladby, popř. aspoň meliorační dřeviny. Vhodná meliorační dřevina významně přispěje k regeneraci půdy (k úpravě půdní reakce, ke zvýšení objemu látkové přeměny, k prohloubení aktivního profilu půdy atd.)“ (LHOTSKÝ et al. 1987). V lesnickém naučném slovníku vydaném těsně před účinností českého zákona o lesích č. 289/1995 Sb. a vyhlášky č. 83/1996 Sb. stručné heslo uvádí: „Dřevina meliorační – dřevina určená k udržení, popř. zlepšení stanovištních podmínek porostu“ (TESAŘ 1994).

DISKUSE A ZÁVĚR

Rozmnožení zásoby živin (ČERNÝ 1926) a humusu (KONŠEL 1934) jsou procesy nesporně zlepšující vlastnosti půdy (FRIČ 1940) tím, že vstupy látek do půdy formou opadu odumřelých pletiv jsou potravně využívány dekompozitory (MAŘAN 1947a, PELÍŠEK 1964). Na nich záleží rychlost koloběhu živin a mocnost vrstev lesního humusu (MAŘAN 1947a). Zároveň je tím podporováno druhově specifické působení dřevin podle stanoviště (viz např. MAŘAN, KÁŠ 1948). Zásadní potřeby pro pozitivní vliv na půdu jsou druhová rozmanitost lesa (ZENKER 1891), potřeba přeměny nevhodné druhové skladby a užití konkrétních druhů dřevin (KONŠEL 1931 a 1934), tedy hlavně listnáčů (J. Černý in NOŽIČKA 1957, ZENKER 1891, KONŠEL 1934, MAŘAN 1947b, PELÍŠEK 1964, ZACHAR 1983, LHOTSKÝ et al. 1983) podporujících vznik přiměřeně rychle se rozkládajícího nadložního humusu (MAŘAN 1947a). Za nepříznivý půdotvorný proces byla považována tvorba mocné vrstvy (MAŘAN 1947a) kyselého (MAŘAN 1947b) humusu. Velmi důležité je také sdělení MAŘANA a KÁŠE (1948) nebo SVOBODY (1952), že každá dřevina tvoří tu příznivější, tu méně příznivý humus ve vazbě na podmínky prostředí. Pokud dřevina obohacovala půdu a byla schopná prosperity na nepříznivých stanovištích, byla považována za přípravnou respektive meliorační dřevinu (ŽABKA 1943, JANČÍK et al. 1954). Tento termín v naší časové ose poprvé doslovně použitý ŽABKOU (1943) je již více než čtvrt století součástí naší legislativy v zákoně č. 289/1995 Sb. nebo donedávna platné vyhlášce č. 83/1996 Sb. V současně platném znění vyhlášky č. 298/2018 Sb. jsou dřeviny již rozděleny na základní cílové, základní přípravné a meliorační a zpevňující. V současnosti je kladen značný důraz na inovativní řešení. Melioračně působící dřeviny mohou např. kromě užitků zlepšení půdní úrodnosti zvyšovat i ekonomickou hodnotu produkce lesa (viz PODRÁZSKÝ 2005). Hospodaření vyplývající ze souběhu funkcí lesů je přesně takovým přístupem majícím kořeny již u našich, někdy žel zapomínaných, předchůdců.

PODĚKOVÁNÍ

Výsledek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství, v rámci institucionální podpory MZE-RO0118 a projektu NAZV QK21020386.

LITERATURA

- ČERNÝ J. 1926. O tvoření, obnově, výchově a pěstování lesů. Pojednání o lesích. Praha, Zemědělské knihkupectví A. Nebert: 288 s.
- FRIČ J. 1940. Meliorace. In: Konšel J. (ed.). Naučný slovník lesnický II. Písek, Československá matice lesnická: 877.
- FROUZ J., LIVEČKOVÁ M., ALBRECHTOVÁ J., CHROŇÁKOVÁ A., CAJTHAML T., PIŽL V., HÁNĚL L., STARÝ J., BALDRIAN P., LHOTÁKOVÁ Z., ŠIMÁČKOVÁ H., CEPÁKOVÁ Š. 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 309, 1: 87–95.

- CHADT-ŠEVĚTÍNSKÝ J. E. 1913. Dějiny lesů a lesnictví (Hospodářství lesního a hospodářského lesního zřízení či úpravy lesa-soustav) v Čechách, na Moravě a ve Slezsku. Písek, nákladem spisovatelovým: 906–907.
- JANČÍK A., ŠTASTNÝ T., BARTÁK J., AMBROS A., NAGY K., NEDBAL F., LÁNGOŠ Š., BLATTNÝ T. 1954. Jozef Dekret – Matejovie. Bratislava, Štátne pôdohospodárske nakladateľstvo: 442 s.
- KONŠEL J. 1931. Stručný nástin tvorby a pěstění lesů v biologickém ponětí. Písek, Čs. matice lesnická: 543 s.
- KONŠEL J. 1934. Dřevina. In: Konšel J. (ed.). Naučný slovník lesnický I. Písek, Československá matice lesnická: 331–334.
- LHOTSKÝ J., FERDA J., HERYNEK J., MATERNA J., POKORNÝ P., ŠVARC B. 1987. Degradace lesních půd a jejich meliorace. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 234 s.
- MAŘAN B., KÁŠ V. 1948. Biologie lesa. První díl – Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Praha, Melantrich: 596 s.
- MAŘAN B. 1947a. VI. Lesní humus. In: Frič J., Mařan B., Pfeiffer A., SVOBODA P. Malá encyklopedie lesnictví. Díl I. Písek, Čs. matice lesnická: 88–89.
- MAŘAN B. 1947b. VIII. Chemické vlastnosti půdy. In: Frič J., Mařan B., Pfeiffer A., SVOBODA P. Malá encyklopedie lesnictví. Díl I. Písek, Čs. matice lesnická: 98.
- NOŽIČKA J. 1957. Přehled vývoje našich lesů. Praha, SZN: 398, 2. odst.
- PELIŠEK J. 1964. Lesnické půdoznalství. Praha, SZN: 568.
- PODRÁZSKÝ V. 2005. Meliorační a zpevňující dřeviny – přínos, nebo ztráta? Lesnická práce, 84, 8: 12–13.
- SLODIČÁK M., KACÁLEK D., MAUER O., DUŠEK D., HOUŠKOVÁ K., JURÁSEK A., LEUGNER J., NOVÁK J., SOUČEK J., ŠPULÁK O., PODRÁZSKÝ V., ZOUHAR V. 2017. Meliorační a zpevňující funkce lesních dřevin v CHS borového a smrkového hospodářství – certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 44 s. Lesnický průvodce 7/2017.
- SLODIČÁK M., KACÁLEK D., MAUER O., PODRÁZSKÝ V., HOUŠKOVÁ K., NOVÁK J., SOUČEK J., ŠPULÁK O. 2016. Rámcové vymezení druhové skladby porostů podle cílových hospodářských souborů. Podklady pro novelu vyhlášky č. 83/1996 Sb.
- SVOBODA P. 1952. Život lesa. Praha, Brázda: 562.
- TESAŘ V. 1994. Dřevina meliorační. In: Lesnický naučný slovník I. Praha, Ministerstvo zemědělství: 152.
- Vyhláška č. 298/2018 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. [online; cit. 2021-05-17]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-298>
- Vyhláška č. 83/1996 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. In: Zákon o lesích a příslušné vyhlášky. Praha, MZe ČR v Agrospoji: 52–66. Praktická příručka 12/1996.
- Wikipedia – MZD. [online; cit. 2021-05-17]. Dostupné na: https://cs.wikipedia.org/wiki/Meliora%C4%8Dn%C3%AD_a_zpev%C5%88uj%C3%AD-c%C3%AD_d%C5%99eviny
- ZACHAR D. 1983. Edafické a biotické funkcie lesných ekosystémov Malých Karpát. Bratislava, Veda: 120 s. Acta Ecologica X/28.

- Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně a doplnění některých zákonů. In: Zákon o lesích a příslušné vyhlášky. Praha, MZe ČR v Agrospoji: 3–19. Praktická příručka 12/1996.
- ZENKER J. 1891. VI. Zuzitkování lesů a odbyt lesních plodin. In: Lambl J.B., Žemlička F., Hiller F. (ed.) Příspěvky ku dějinám zemědělství v Království českém za století 1791-1891 : spis slavnostný vydaný ústředním odborem hospodářským všeobecné jubilejní výstavy zemské v Praze 1891 [online]. Praha, Nákladem zemědělské rady Král. českého: 254 [cit. 2021-05-17]. Dostupné na: <https://kramerius5.nkp.cz/view/uuid:cac29920=-9edc11-dc-b31f000-606d5fd6c?page-uuid:f1ae8bc0-a0ab-11e8-99aa-005056827e51>
- ŽABKA J. 1943. Hospodářsky významná, dosud však opomíjená olše lepkavá, její pěstění a použití. Lesnická práce, 22,1: 1–13.

FUNKČNOST MODŘÍNU V POROSTECH NÁHRADNÍCH DŘEVIN V KRUŠNÝCH HORÁCH

FUNCTIONALITY OF LARCH IN SUBSTITUTE TREE SPECIES STANDS IN THE ORE MOUNTAINS

JŘÍ NOVÁK, DAVID DUŠEK, MARIAN SLODIČÁK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550,
517 73 Opočno, novak@vulhmop.cz

ABSTRACT

European larch (*Larix decidua* Mill.) is one of forest tree species, which was used to establish substitute stands after air-pollution calamity in the Ore Mts. (Czech Republic). Work is focused on analysis of functionality of 30-year-old larch stand after 17-year observation of growth (diameter, height), litter-fall and forest-floor formation. Effect of thinning (removed 53% of number of trees, 45% of basal area at the age of 13 years) was also studied. Results showed that substitute larch stands fulfilled the expected functions in case of biomass accumulation and restoring the nutrient cycle (litter-fall, forest-floor). Applied thinning has supported the growth and stability of the stands. However, it is necessary to use their current functionality and not delay the conversion (underplanting with target trees species composition), because they are still under strong pressure from harmful factors.

Keywords: needle litter-fall, forest-floor, diameter and height increment, thinning

ABSTRAKT

Modřín evropský (*Larix decidua* Mill.) byl jednou z dřevin použitých k tvorbě náhradních porostů po imisní kalamitě v Krušných horách v ČR. Příspěvek je zaměřen na vyhodnocení funkčnosti ca 30letého modřínového porostu po 17letém sledování parametrů růstu (výčetní tloušťka a výška) a tvorby a akumulace opadu. Sledován byl i efekt výchovného zásahu provedeného ve věku 13 let s odstraněním 53 % počtu stromů odpovídajících 45 % výčetní základny. Výsledky ukázaly, že náhradní porosty modřínu splnily očekávané funkce z pohledu akumulace biomasy a v ní obsažených živin včetně obnovení jejich koloběhu (opad, tvorba nadložního humusu). I když provedená výchova podpořila růst a stabilitu porostů, je třeba využít jejich současně funkčnosti a neodkládat přeměny (podsadby cílovými dřevinami), protože jsou stále pod silným tlakem škodlivých činitelů.

Klíčová slova: opad jehličí, horizonty nadložního humusu, tloušťkový a výškový přírůst, výchova lesa

Úvod

Modřín evropský (*Larix decidua* Mill.) byl jako domácí dřevina využit v ČR také pro tvorbu porostů náhradních dřevin (PND). Tyto porosty vznikaly v druhé polovině minulého století v imisemi silně poškozených oblastech (Krušné hory, Jizerské hory), kde nebylo možné vzhledem k přetrvávajícímu imisnímu tlaku obnovovat porosty dřevinami cílovými. Dřeviny pro tvorbu PND byly vybírány podle předpokladu zvýšené odolnosti vůči imisím i nepříznivým klimatickým podmínkám velkých odlesněných ploch (BALCAR et al. 2008a). Hlavním cílem zakládání PND tak bylo zachování kontinuity lesních porostů včetně zajištění základních mimoprodukčních funkcí (půdoochranných a vodohospodářských) do doby, kdy imisní situace umožní zahájení přeměn na porosty s cílovou druhovou skladbou. U jehličnanů použitých v PND se původně předpokládalo i alespoň částečné plnění produkční funkce. Takovým příkladem byl i modřín, který původně vysazený jako náhradní dřevina mohl mít využití i v cílové druhové skladbě.

Modřín byl v imisní oblasti Krušných hor k roku 1991 využit pro tvorbu PND na celkem 4 851 ha (SMEJKAL et al. 1994). Výměra porostů s modřínem dále rostla až na 6 370 ha (ŠRÁMEK et al. 2015), přičemž nesmíšených modřínových porostů bylo v roce 2015 vykazováno 875 ha. Porosty náhradních dřevin jsou postupně stabilizovány výchovou nebo již přeměňovány (viz např. vládou ČR schválený „Program revitalizace Krušných hor“, MZE 2016). Předkládaný příspěvek je zaměřen na zhodnocení funkčnosti PND s modřínem na příkladu výsledků z dlouhodobého experimentu Kalek v Krušných horách. Posuzovány jsou otázky produkce a stability a také poutání a koloběhu živin náhradního modřínového porostu.

MATERIÁL A METODIKA

Výzkum probíhal na experimentální sérii Kalek (50.5859250N, 13.3536936E) v PLO 1 – Krušné hory), kde je sledován vliv výchovy na růst a vývoj mladých modřínových porostů. Na sérii je varianta s výchovou doplněna srovnávacím porostem bez výchovy, kde jsou odstraňovány pouze zlomy, vývraty a souše. Experiment byl založen v 12leté modřínové monokultuře v roce 1999 v nadmořské výšce 780 m na rozhraní SLT 6S/7S (UHUL 2019). Porost vznikl řadovou výsadbou (v původním sponu 1 × 1,5 m – 6 667 jedinců na 1 ha) po mechanizovaném shrnutí klestu do valů. Sledování opadových poměrů bylo zahájeno v roce 2002, kdy byly v porostech instalovány opadoměry se zachytnou plochou 0,25 m² nejprve po 3 a později po 4 kusech na každou dílčí variantu. Další údaje o založení a průběhu experimentu včetně metodiky sběru dat o růstu porostů (výčetní tloušťka a výška) lze nalézt v předchozích publikacích (NOVÁK, SLODIČÁK 2006, NOVÁK et al. 2011, 2014, KACÁLEK et al. 2018). Experiment byl ovlivněn aplikovaným provozním vápněním, které proběhlo přímo na sledované lokalitě v roce 2006 a dalším, s hranicí aplikace pouze ca 1 km směrem SV od lokality experimentu, v letech 2015 a 2017 (UHUL 2021).

Pro účely této práce byly vyhodnoceny výsledky získané v období 2002 až 2016 na variantě kontrolní a s výchovou pro růst porostů a v období 2002 až 2017 na variantě kontrolní pro opad a jeho akumulaci. Vzorky z opadoměrů byly odebí-

rány pokud možno jednou ročně po kompletním opadání jehličí. Odběr vzorků humusových horizontů proběhl v říjnu 2006 a v listopadu 2010. U všech vzorků opadu a humusových horizontů byla stanovována hmotnost sušiny (vysušením při teplotě 80 °C do konstantní hmotnosti) a u směsného vzorku pro každý odběr byl stanovován celkový podíl živin, oxidovatelného uhlíku, pH (H₂O), pH (KCl) a saturace bázemi dle Kappena (použité metody podrobněji viz např. NOVÁK et al. 2013). Všechna získaná data byla analyzována pouze pomocí popisných charakteristik výběru – aritmetický průměr a směrodatná odchylka. Dále byl využit párový t-test pro hodnocení průběhu hodnot h/d v tloušťkových stupních.

VÝSLEDKY

Růst a stabilita

Ve věku 29 let (2016) vykazoval kontrolní porost (K) bez zásahu hustotu 1 400 jedinců na hektar, při průměrné výčetní tloušťce 17,8 cm a výšce 18,6 m a s výčetní základnou 37,0 m².ha⁻¹ (Tab. 1). Porost, kde proběhl výše popsaný výchovný zásah (Z), dosáhl ve vztahu ke kontrole 63 % hustoty (880 stromů na hektar), 108 % průměrné výčetní tloušťky (19,3 cm), 102 % výšky (18,9 cm) při 73 % výčetní základny (27,1 m².ha⁻¹). Nahodilá těžba za sledované období 2000-2006 (věk 13-29 let) představovala v kontrolním nevychovávaném porostu 2 000 stromů na hektar s výčetní základnou 6,7 m². Důvodem nahodilé těžby byly, podle podílu na odstraněné výčetní základně, ze 70 % souše, 22 % vývraty a 8 % zlomy. Za stej-

Tab. 1: Denrometrické charakteristiky náhradních porostů modřinu na experimentu Kalek v Krušných horách

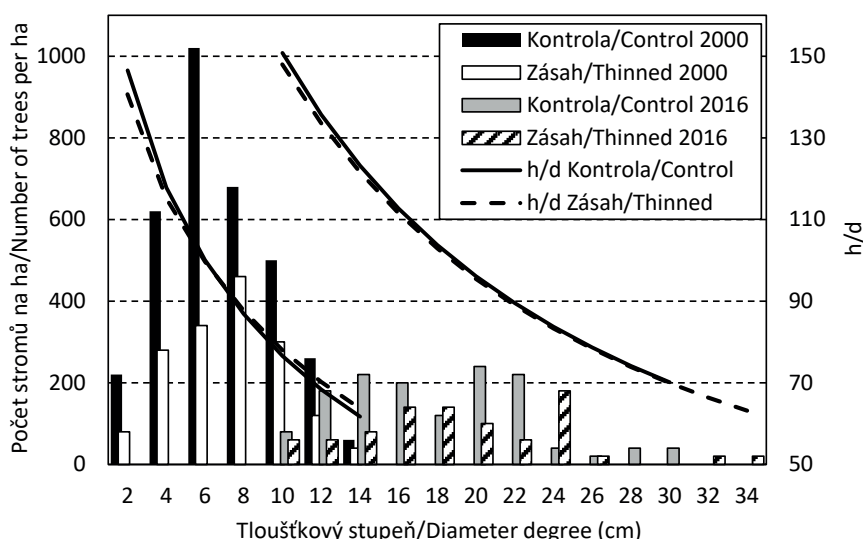
Table 1: Mensurational characteristics of larch substitute stands on experiment Kalek in the Ore Mts.

Rok (věk)/Year (age)		Kontrola/Control				Zásah/Thinned			
		N	G	D	H	N	G	D	H
2000 (13 let/years)	Před T/Before T	3400	14,3	6,8	6,4	3420	14,3	6,6	6,3
	T					1800	6,5	4,6	5,1
	Po T/After T					1620	7,8	7,4	6,7
2000-2016 (13-29 let/years)	NT souše/snags	1500	4,7			280	1,2		
	NT vývraty/blowdown	400	1,5			340	2,2		
	NT zlomy/breaks	100	0,5			120	1,1		
	NT celkem/total	2000	6,7			740	4,5		
2016 (29 let)	Před T/Before T	1400	37,0	17,8	18,6	880	27,1	19,3	18,9
Přírůst/Increment (13-29 let/years) bez NT/without NT			22,7	11,0	12,2		25,8	12,7	12,6
Přírůst/Increment (13-29 let/years) vč. NT/with NT			29,4				30,3		
Počet stromů/number of trees h/d 100+ (29 let)		800				480			
Počet stromů/number of trees h/d 90- (29 let)		360				300			

T – těžba/thinning, NT – nahodilá těžba/salvage cut, N – počet stromů na ha/number of trees per ha, G – výčetní základna/basal area (m².ha⁻¹), D – střední výčetní tloušťka/mean d.b.h. (cm), H – střední výška/mean height (m)

né období bylo v porostu s výchovou odstraněno nahodilou těžbou 740 stromů na hektar (37 % hodnoty z kontroly) reprezentujících výčetní základnu $4,5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (67 % hodnoty z kontroly). Na rozdíl od kontrolního porostu, kde nejvyšší podíl nahodilé těžby představovaly souše, v porostu s výchovou šlo zejména o vývraty (49 %), souše a zlomy byly zastoupeny méně (27 a 24 %).

Efekt výchovného zásahu se projevil ve vyšším přírůstu (za 16letou periodu 13 až 29 let) výčetní základny o 14 % (K $22,7 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ a Z $25,8 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), výčetní tloušťky o 15 % (K 11,0 cm a Z 12,7 cm) a výšky o 3 % (K 12,2 m a Z 12,6 m). Při započítání nahodilé těžby byl periodický přírůst výčetní základny v porostu s výchovou vyšší o 3 % ve srovnání s kontrolou (K $29,4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ a Z $30,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).



Obr. 1: Tloušťková struktura a štíhlostní kvocient pro porosty modřinu na experimentu Kalek v letech 2000 (věk 13 let) a 2016 (věk 29 let)

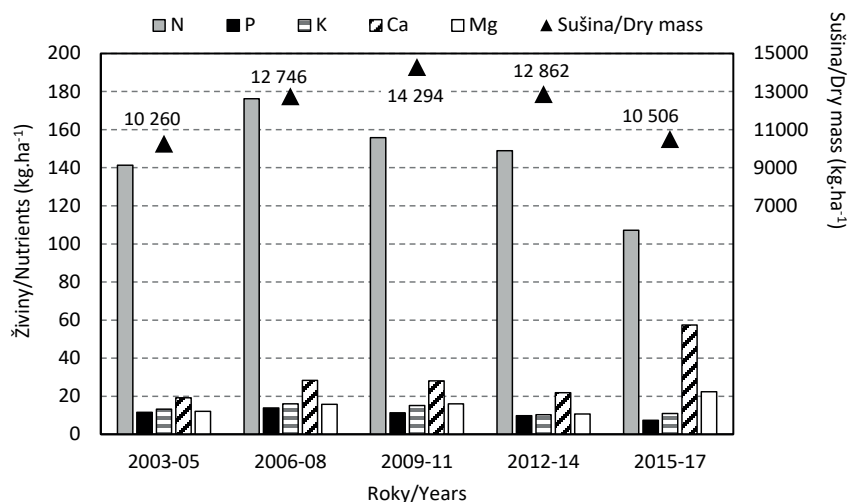
Fig. 1: Diameter structure and h/d ratio of larch stands on experiment Kalek in 2000 (age of 13 years) and 2016 (age of 29 years)

Původní rozpětí tloušťkových stupňů na počátku experimentu (2 až 14 cm) na obou srovnávacích plochách (Obr. 1) se na konci sledování ve věku 29 let rozšířilo na 10 až 30 cm v kontrolním porostu a na 10 až 37 cm v porostu s výchovou. Průběh hodnot štíhlostních kvocientů (h/d) v jednotlivých tloušťkových stupních byl obdobný na obou plochách. V roce 2000 ve věku 13 let dosahovaly stromy nejtenčí (do tl. stupně 6 cm) hodnot h/d 100 a více a stromy nejtlustší (tl. stupně 12 a 14 cm) h/d 70 a méně. Rozdíly mezi variantami v hodnotách h/d pro jednotlivé tloušťkové stupně nebyly signifikantní ($p = 0,356$ pro párový t-test). Po 16 letech ve věku 29 let byly zjištěny signifikantně nižší hodnoty h/d na ploše s výchovou ($p = 0,002$ pro párový t-test). Prakticky významné rozdíly (h/d nižší o hodnotu 2 až 3 na ploše s výchovou) však byly zjištěny pouze v nejnižších tloušťkových stupních (10 a 12 cm). Směrem k vyšším tloušťkovým stupňům se rozdíly mezi variantami snižovaly a od tloušťkového stupně 22 cm nepřesáhly u h/d hodnotu 0,5.

Z praktického pohledu stability celého porostu je tak důležitější porovnání zastoupení stromů nejméně stabilních (s h/d 100 a větším) a naopak stromů stabilních (s h/d 90 a menším). Ve věku 29 let bylo v kontrolním porostu na jeden hektar 800 stromů s h/d 100 a větším a 360 stromů s h/d 90 a menším. V porostu s výchovou bylo těchto nejméně stabilních stromů ve srovnání s kontrolou 60 % (480 ks.ha⁻¹). Nejstabilnějších stromů zde bylo zaznamenáno o 17 % méně ve srovnání s kontrolou (Tab. 1).

Poutání a koloběh živin v opadu

Průběh opadu byl hodnocen z důvodů techniky sběru dat ve tříletých obdobích, a to pouze v porostu kontrolním (viz metodika). V prvních třech tříletých obdobích množství sušiny v opadu stoupalo z 10,3 až na 14,3 t.ha⁻¹ (Obr. 2), v dalších dvou obdobích množství opadu klesalo zpět k hodnotě 10,5 t.ha⁻¹ (2015-17). Průměrný roční opad (Tab. 2) tak činil v první (2003-05) a poslední (2015-17) periodě sledování 3,5 t.ha⁻¹. Nejvíce sušiny opadávalo v periodě 2009-11 s průměrným ročním opadem 4,8 t.ha⁻¹.



Obr. 2: Množství živin (osa vlevo) a celkové sušiny (osa vpravo) v opadu pod modřínovými porosty v jednotlivých periodách sledování (průměrné roční hodnoty viz Tab. 2)

Fig. 2: Amount of nutrients (axis left) and total dry-mass (axis right) in litter-fall under larch stands for individual periods of observation (see Table 2 for mean annual values)

Podíl sledovaných živin v opadu neodpovídal zcela trendu popsanému u množství sušiny (Obr. 2, Tab. 2). Maxima bylo u některých živin (ročně na hektar ca 58,7 kg N; 4,6 kg P a 5,3 kg K) dosaženo v období 2006-08. Pro Ca a Mg byly hodnoty v tomto období 9,5 a 5,3 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a maxima bylo dosaženo až v posledním hodnoceném období (2015-17), a to 19,1 kg Ca a 7,5 kg Mg. Podíl těchto dvou živin byl ovlivněn aplikovaným vápněním, které proběhlo přímo na sledované lokalitě v roce 2006 a další poblíž plochy v letech 2015 a 2017 (viz metodika) v dávce ca 650 kg Ca a 350 kg Mg na hektar.

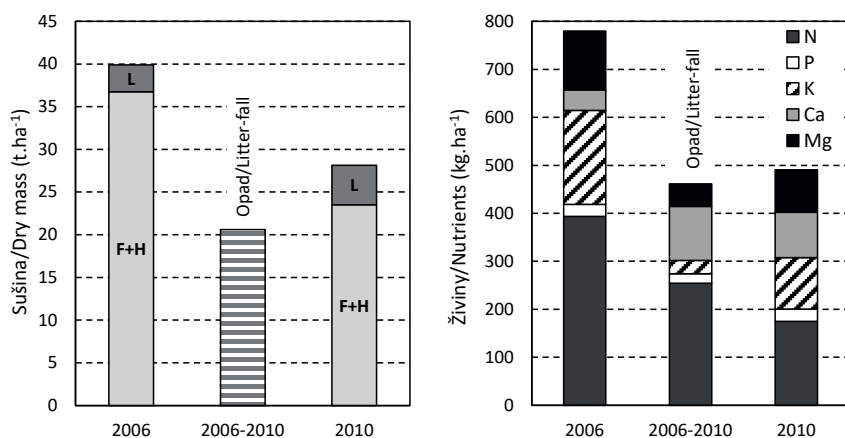
Tab. 2: Průměrný obsah sušiny a živin v ročním opadu v jednotlivých periodách sledování
 Table 2: Mean amount of dry-mass and nutrients in annual litter-fall for individual periods of observation

Průměrný roční opad Mean annual litter-fall	Období/Period	2003-05	2006-08	2009-11	2012-14	2015-17
	Sušina/Dry-mass	3420,0	4248,7	4764,5	4287,3	3501,9
	N	47,1	58,7	51,9	49,7	35,7
	P	3,9	4,6	3,8	3,3	2,5
	K	4,4	5,3	5,0	3,5	3,6
	Ca	6,4	9,5	9,4	7,3	19,1
	Mg	4,0	5,3	5,3	3,5	7,5

Tvorba a charakteristiky nadložního humusu

V roce 2006, tj. ve věku porostu 19 let bylo v horizontech FH akumulováno 36,7 tun sušiny na hektar (Obr. 3 vlevo). Horizont L vykazoval 3,2 t.ha⁻¹. O čtyři roky později (2010, věk 23 let) bylo zjištěno nižší množství sušiny v horizontech FH (23,5 t.ha⁻¹) a vyšší v horizontu L (4,6 t.ha⁻¹). Za období mezi oběma odběry humusových horizontů činil sledovaný opad 20,6 t.ha⁻¹. Ve čtyřletém sledovaném období (2006-2010) byl tedy zaznamenán zrychlený rozklad opadu, kdy v roce 2010 zásoba sušiny v humusových horizontech činila pouze 47 % hodnoty zjištěné v roce 2006 s přičtením objemu opadu za tuto periodu.

Obdobný trend byl zaznamenán v obsahu sledovaných živin (Obr. 3 vpravo). Ve věku 19 let (2006) bylo v horizontech LFH uloženo na jeden hektar 394 kg N,



Obr. 3: Množství sušiny (vlevo) a živin (vpravo) v humusových horizontech LFH (odběry 2006 a 2010) a v opadu za stejné období (2006 až 2010) pod modřínovými prosty experimentu Kalek

Fig. 3: Amount of dry-mass (left) and nutrients (right) in forest-floor LFH (sampling 2006 and 2010) and in litter-fall for the same period (from 2006 to 2010) under larch stands on experiment Kalek

25 kg P, 196 kg K, 43 kg Ca a 123 kg Mg. Po čtyřech letech (2010) byla zjištěna menší zásoba N (175 kg.ha⁻¹), K (108 kg.ha⁻¹) a Mg (89 kg.ha⁻¹), stejné množství P (25 kg.ha⁻¹) a vyšší množství Ca (94 kg.ha⁻¹). V opadu bylo za sledované období zaznamenáno na hektar 254 kg N, 20 kg P, 28 kg K, 112 kg Ca a 47 kg Mg. Stejně jako u sušiny byla tedy zaznamenána zrychlená spotřeba sledovaných živin v horizontech nadložního humusu. V případě Ca a Mg je třeba, jak již bylo zmíněno, vzít v úvahu ovlivnění aplikovaným vápněním v roce 2006 (v dávce ca 650 kg Ca a 350 kg Mg na hektar). Vápnění zřejmě také přispělo ke zlepšení podmínek rozkladu opadu (Tab. 3). Za sledované období došlo ke zlepšení (zvýšení) hodnot pH o 17 % na 5,5 (v H₂O) a o 13 % na 5,1 (v KCL). Poměr C/N se snížil o 6 % z hodnoty 18 na hodnotu 17 a saturace bázemi vzrostla o 13 % na hodnotu 83 %.

Tab. 3: Hodnoty (průměr a směrodatná odchylka) pH, poměru C/N a saturace bázemi (V) v humusových horizontech F+H (odběry 2006 a 2010) pod modřínovými porosty experimentu Kalek

Table 3: Values (mean and standard deviation) of pH, C/N ratio and base saturation (V) in forest-floor F+H (sampling 2006 and 2010) under larch stands on experiment Kalek

Rok/year	pH (H ₂ O)	pH (KCL)	C/N	V (%)
2006	4,7 (0,35)	4,5 (0,29)	18 (2,1)	70 (7,0)
2010	5,5 (0,2)	5,1 (0,2)	17 (2,4)	83 (6,7)
Rozdíl/difference (2006 vs. 2010) %	+17	+13	-6	+19

DISKUSE

Monokulturní porosty modřínu nejsou v našich podmínkách přirozené. Také v hospodářské praxi se proto doporučuje pěstovat modřín ve směsích. V reakci na rychle postupující imisní škody a nemožnost obnovy cílovými dřevinami, vznikly nesmíšené modřínové porosty na konci minulého století v Krušných horách. Oproti dalším dřevinám použitým v PND (např. bříza, jeřáb) bylo od modřínu očekáváno i alespoň částečné plnění funkce dřevoprodukční. V tomto směru naše výsledky potvrdily dřívější poznatky o rychlém růstu a akumulaci biomasy modřínu v mladém věku (MATERNA 1972, EKÖ et al. 2004). Výčetní základna zjištěná na našem experimentu ve věku 29 let (37 m².ha⁻¹) se blížila hodnotám zjištěným v porostech více než padesátiletých (např. PODRÁZSKÝ et al. 2011, JAGODZINSKI et al. 2018, CUKOR et al. 2020). Podle taxačních tabulek (ÚHÚL, VÚLHM 1990) odpovídají námi šetřené porosty bonitě AVB 36 a podle výnosových švýcarských tabulek (MARSCHALL 1992) jsou srovnatelné s 30letými modřínovými porosty na nejlepších bonitách.

Floušťková struktura sledovaných modřínových porostů je i v takřka 30 letech stále relativně široká (10 až 34 cm), což odpovídá zjištěním i z nižších poloh (KANTOR, PAŘÍK 1998), kdy bylo konstatováno relativně dlouhé přežívání modřínu v podúrovni navzdory jeho světloilnosti.

Nutnost včasného zahájení výchovy ve fázi intenzivního růstu v mládí jsme konstatovali již v předchozích analýzách (NOVÁK, SLODIČÁK 2006), které potvrdi-

ly i starší výsledky z porostů modřínu evropského (např. VICENA 1998). Kladný efekt volného zápoje na statickou stabilitu v mladých porostech modřínu japonského zajištěný nižším sponem při výsadbě ($1\ 500\ \text{ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) a odpovídající výchovou zdůrazňují TORITA a MASAKA (2020).

Do věku 30 let se námi provedená výchova pozitivně projevila především ve zvýšení stability, potvrzené nižším podílem nahodilé těžby. Zastoupení staticky labilních stromů (h/d 100 a více) je však v současnosti poměrně vysoké nejen na kontrole bez zásahu (57 % jedinců), ale i v porostu se zásahem (55 % jedinců). To potvrzuje nutnost dalšího pokračování ve výchově, doporučeného i dalšími autory (např. KLÍMA 1990).

Nyní prezentované výsledky, navazující na předchozí šetření (NOVÁK et al. 2014, KACÁLEK et al. 2019), ukazují, že roční opad se v mladých (15-30letých) modřínových porostech dosahuje 3,4 až 4,8 tuny na hektar. To odpovídá hodnotám ($3,7\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) zjištěným v 28letých porostech modřínu v jihozápadním Wisconsinu (GOWER, SON 1992). Koresponduje to i s naším výzkumem nadzemní biomasy modřínu na této lokalitě (NOVÁK et al. 2011), kdy byl v porostu bez výchovy ve vegetační době zaznamenán objem jehličí až $6\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$. V polských podmínkách (JAGODZINSKY et al. 2018) byla v porostech modřínu vzniklých výsadbou zjištěna biomasa jehličí $0,7$ až $4,2\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ pro porosty 7 až 100leté. Údaje z mladších porostů jsou k dispozici i pro 8leté výsadby hybridního modřínu, kdy při aktuální hustotě $1\ 300$ až $3\ 300$ stromků na hektar opadávalo sušiny ročně $2,5$ až $3,7\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (NA et al. 2021). Průměrný roční opad 3 – $4\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ byl zjištěn také ve starších (ca 40letých) porostech modřínu japonského (CHANG et al. 2009, 2011, JEONG et al. 2009, KIM et al. 2010).

Akumulace opadu pod námi sledovanými porosty vedla k zásobě sušiny ca $40\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ v horizontech LFH ve věku ca 20 let. Jelikož byly humusové vrstvy tvořené předchozími porosty před výsadbou modřínu narušeny shrnutím do valů, lze označit toto množství nadložního humusu jako plně vytvořené stávajícím mladým porostem. V již zmíněných 8letých porostech hybridního modřínu (NA et al. 2021) byla zjištěna zásoba sušiny v horizontech LFH pouze $5,4$ až $6,5\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Modřínový porost vysazený na bývalé zemědělské půdě v horských podmínkách akumuloval v LFH $10\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ sušiny za 12 let věku (PODRÁZSKÝ et al. 2006). Pod 16letým porostem na stanovišti s buldozerovou přípravou (tedy po shrnutí veškeré organické hmoty do valů) šetřeným ve stejné studii bylo zjištěno $27\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Ve středních polohách v podmínkách odpovídajících SLT 5K vytvořil modřínový porost založený na bývalé zemědělské půdě za 30-40 let věku na jeden hektar $47\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ sušiny v horizontech LFH (PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK 2002). Starší (50letý) modřínový porost na bývalé zemědělské půdě v podmínkách bližších našemu experimentu (SLT 6S) vykazoval v LFH až $75\ \text{t}$ sušiny na hektar (KACÁLEK et al. 2010), v podmínkách SLT 6O pak 52letý porost akumuloval v LFH $77\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (PODRÁZSKÝ et al. 2011). Na druhou stranu v nižších polohách (SLT 3S) bylo pod ca 60letým porostem modřínu zaznamenáno v humusových horizontech pouze $27\ \text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ sušiny (PODRÁZSKÝ et al. 2002).

I když modřínové porosty vykazují pomalejší dekompozici opadu, zejména ve srovnání s listnáči (ČIULDIENĚ et al. 2017), na našem experimentu byly zjiště-

ny příznivé hodnoty z pohledu rozkladu opadu a zpřístupnění poutaných živin. Velkou roli v tomto zlepšení sehrálo aplikované vápnění (viz metodika a UHUL 2021).

Toto potvrzuje i porovnání námi zjištěných hodnot pH a saturace bází s publikovanými poznatky. V horizontech FH bylo uváděno pH většinou nižší (PODRÁZSKÝ et al. 2011, JÓZEFOWSKA et al. 2016) nebo srovnatelné (PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK 2002) s našimi výsledky. V případě saturace bázemi přesahovaly porosty na našem experimentu (zřejmě z důvodů aplikovaného vápnění) hodnoty 80 %, tj. byly i více než dvojnásobně vyšší ve srovnání s dříve známými údaji z modřínových porostů – 19 až 45 % (PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK 2002, PODRÁZSKÝ et al. 2002, 2011).

U poměru C/N, který charakterizuje rychlost rozkladu opadu, jsme v horizontech FH došli k výsledkům (pod hodnotou 20), potvrzujícím zrychlenou dekompozici. Podobná zjištění jsou známa ze starších ca 50letých modřínových porostů (KACÁLEK et al. 2010, PODRÁZSKÝ et al. 2011) založených na bývalé zemědělské půdě. Z pohledu tvorby lesního prostředí, charakterizovaného určitou mocností nadložního humusu, může být další snižování hodnoty C/N, tj. zabránění akumulace části opadávající hmoty, považováno za negativní (KACÁLEK et al. 2010). Hodnoty C/N 21 až 26 byly v horizontech FH zjištěny v 30-50letých modřínových porostech (PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK 2002, PODRÁZSKÝ et al. 2002). V podmínkách rekultivace post-těžebních ploch vykazovaly 25leté modřínovými porosty v humusových horizontech poměr C/N 31 až 32 (JÓZEFOWSKA et al. 2016).

V naší práci jsme z pohledu aplikované výchovy hodnotili pouze ovlivnění dendrometrických charakteristik. Vliv na humusové a půdní poměry bude předmětem dalších analýz. V tomto směru jsou k dispozici poznatky z mladých porostů modřínu japonského (SON, LEE 1997, SON et al. 1999, MASYAGINA et al. 2010), které potvrzují výrazné ovlivnění dekompozice a mineralizace opadu provedenou výchovou (v závislosti na její intenzitě). V souladu s našimi poznatky o pozitivním efektu výchovy na růst a stabilitu náhradních porostů modřínu, lze toto péstební opatření doporučit a spojit ho i s přípravou na přeměny PND (podsadby dřevinami cílové druhové skladby). Zdravotní stav modřínových porostů je totiž v zájmové oblasti pod tlakem škodlivých činitelů. Ve srovnání s břízou, která byla nejčastější dřevinou použitou pro tvorbu PND, bylo poškození modřínu biotickými škůdci v minulém období menší (KULA 2007), i když se na něm vyskytovalo relativně široké spektrum škodlivých druhů. K výraznému zhoršení zdravotního stavu modřínu v Krušných horách způsobeného kombinací více stresových faktorů došlo v letech 2013 a 2014 (PEŠKOVÁ, MODLINGER 2014). Již dříve (BALCAR et al. 2008b) bylo v Krušných horách zaznamenáno prolámání náhradních porostů modřínu sněhem a námrazou.

ZÁVĚR

Využití modřínu k tvorbě náhradních porostů v Krušných horách přineslo nové poznatky. I když je modřín v hospodářských porostech doporučován jako součást směsi, i v nesmíšených porostních skupinách založených před 30 lety na imisních holinách (s přípravou půdy shrnutím klestu a části humusových horizontů) plní

funkce očekávané od PND. V náhradních porostech modřínu došlo k akumulaci biomasy a v ní obsažených živin a byl obnoven jejich koloběh spojený i tvorbou a funkčností nadložního humusu. Byl zaznamenán velmi dobrý růst náhradních porostů, které dosáhly v objemu produkce (podle výčetní základy) odpovídající modřínovým porostům na nejlepších bonitách. Růst a stabilitu podpořila intenzivní výchova provedená ve 13 letech věku (horní výška ca 8 m). Náhradní porosty modřínu jsou však stále pod silným tlakem škodlivých činitelů, a proto nelze doporučit odklad jejich přeměn. Naopak je třeba co nejvíce využít jejich současné funkčnosti (podsadby cílovými dřevinami apod.).

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl zpracován v rámci institucionální podpory (MZE-RO0118) a projektu QK21010335 „Možnosti využití modřínu opadavého v českých lesích pod dopadem globální klimatické změny“.

LITERATURA

- BALCAR V., PĚNIČKA L., SLODIČÁK M., NAVRÁTIL P., SMEJKAL J. 2008a. Zakládání porostů náhradních dřevin a jejich současný stav. In: Slodičák M. et al. (eds.) Lesnické hospodaření v Krušných horách. Hradec Králové, LČR; Strnady, VÚLHM: 121–141.
- BALCAR V., KULA E., LOMSKÝ B., MAUER O., ŠRÁMEK V. 2008b. Porosty náhradních dřevin (PND) a jejich ohrožení biotickými a abiotickými faktory. In: M. Slodičák et al. (eds.) Lesnické hospodaření v Krušných horách. Hradec Králové, LČR; Strnady, VÚLHM: 143–178.
- CUKOR J., ZEIDLER A., VACEK Z., VACEK S., ŠIMŮNEK V., GALLO J. 2020. Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: effect of previous land use. *European Journal of Forest Research*, 139: 459–472.
- ČIULDIENĖ D., ALEINIKOVIENĖ J., MURAŠKIENĖ M., MAROZAS V., ARMOLAITIS K. 2017. Release and retention patterns of organic compounds and nutrients after the cold period in foliar litterfall of pure European larch, Common beech and red oak plantations in Lithuania. *Eurasian Soil Science*, 50, 1: 49–56.
- EKO P.M., LARSSON-STERN M., ALBREKTSON A. 2004. Growth and yield of hybrid larch (*Larix × eurolepis* A. Henry) in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19: 320–328.
- GOWER S.T., SON Y. 1992. Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for five forest plantations. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 1959–1966.
- CHANG Y.J., CAO J., JIAN-JIAN L., PAN C.L., CHEN Q., MA L.D. 2009. Chemical properties of litter layers in coniferous forests of western Qinling Mountains. *Chinese Journal of Ecology*, 28, 7: 1308–1315.
- CHANG Y., CHEN Q., CAO J., LU H., WANG W. 2011. Litter amount and its nutrient storage and water holding characteristics under different coniferous forest types in Xiaolong Mountain, Gansu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 9: 2392–2400.
- JAGODZINSKI A.M., DYDERSKI M.K., GESIKIEWICZ K., HORODECKI P. 2018. Tree-

- and stand-level biomass estimation in a *Larix decidua* Mill. chronosequence. *Forests*, 9: 587.
- JEONG J., KIM C., AN H.C., CHO H.S., CHOO G.C. 2009. A comparison of litter-fall dynamics in three coniferous plantations of identical age under similar site conditions. *Journal of Ecology and Field Biology*, 32, 2: 97–102.
- JÓZEFOWSKA A., WOŚ B., PIETRZYKOWSKI M. 2016. Tree species and soil substrate effects on soil biota during early soil forming stages at afforested mine sites. *Applied Soil Ecology*, 102: 70–79.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., ČERNOHOUS V., SLODIČÁK M., BARTOŠ J., BALCAR V. 2010. Vlastnosti nadložního humusu a svrchní vrstvy půdy pod smrkem, modřínem a olší v podmínkách bývalé zemědělské půdy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55, 3:158–164.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., DUŠEK D., SLODIČÁK M. 2018. Litter fall and forest floor under conifer stands: silviculture consequences – a review. In: Gonçalves A.C. (ed.) *Conifers*. IntechOpen: 77–89.
- KANTOR P., PAŘÍK T. 1998. Produkční potenciál a ekologická stabilita smíšených lesních porostů v pahorkatinách – I. jehličnatý porost s příměsí buku na kyselem stanovišti ŠLP Křtiny. *Lesnictví-Forestry*, 44: 488–505.
- KIM C., JEONG J., CHO H.S., SON Y. 2010. Carbon and nitrogen status of litterfall, litter decomposition and soil in even-aged larch, red pine and rigitaeda pine plantations. *Journal of Plant Research*, 123: 403–409.
- KLÍMA S. 1990. Analýza výsledků probírkových zásahů na výzkumných plochách s modřínem. *Lesnictví*, 36: 1001–1022.
- KULA E. 2007. Caterpillars of the crown fauna in stands of substitute tree species. *Folia Oecologica*, 34: 30–41.
- MARSCHALL J. 1992. *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung* (Fünfte Auflage). Wien, Österreichischer Agrarverlag: 199 s.
- MASYAGINA O.V., PROKUSHKIN S.G., KOIKE T. 2010. The influence of thinning on the ecological conditions and soil respiration in a larch forest on Hokkaido Island. *Eurasian Soil Science*, 43, 6: 693–700.
- MATERNA J. 1972. An information on larch nutrition. *Práce VÚLHM*, 42: 73–86.
- MZe ČR 2016. Program revitalizace Krušných hor [online; cit. 2021-04-30]. Dostupné na: http://eagri.cz/public/web/file/507491/PROGRAM_REVITALIZACE_KH.doc
- NA M., SUN X., ZHANG Y., SUN Z., ROUSK J. 2021. Higher stand densities can promote soil carbon storage after conversion of temperate mixed natural forests to larch plantations. *European Journal of Forest Research*, 140: 373–386.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M. 2006. Development of young substitute larch (*Larix decidua* Mill.) stands after first thinning. *Journal of Forest Science*, 52: 147–157.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M., DUŠEK D. 2011. Aboveground biomass of substitute tree species stand with respect to thinning - European larch (*Larix decidua* Mill.). *Journal of Forest Science*, 57, 1: 8–15.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M., DUŠEK D., KACÁLEK D. 2013. Norway spruce litterfall and forest floor in the IUFRO thinning experiment CZ 13 – Vítkov. *Journal of Forest Science*, 59, 3: 107–116.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M., DUŠEK D. 2014. Množství opadu v mladých porostech

- modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill). In: Štefančík I. (ed.) Proceedings of Central European Silviculture. Zvolen, NLC: 194–199.
- PEŠKOVÁ V., MODLINGER R. 2014. K poškození modřínů v Krušných horách v roce 2014. Lesnická práce, 93, 12: 46–47.
- PODRÁZSKÝ V., ŠTĚPÁNÍK R. 2002. Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách - oblast LS Český Rudolec. Zprávy lesnického výzkumu, 47, 2: 53–56.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., KARNET P. 2002. Hodnotová produkce a půdotvorná funkce třeseň ptačí. Lesnická práce, 81: 255–257.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., ULBRICHOVÁ I. 2006. Rychlost regenerace lesních půd v horských oblastech z hlediska kvantity nadložního humusu. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 4: 230–234.
- PODRÁZSKÝ V., PROCHÁZKA J., REMEŠ J. 2011. Produkce a vývoj půdního prostředí porostů na bývalých zemědělských půdách v oblasti Českomoravské vrchoviny. Zprávy lesnického výzkumu, 56: 27–35.
- SMEJKAL J. et al. 1994. Generel rekonstrukcí porostů náhradních dřevin v imisní oblasti východního Krušnohoří. Jablonec nad Nisou, Lesprojekt: 90 s.
- SON Y., LEE I.K. 1997. Soil nitrogen mineralization in adjacent stands of larch, pine and oak in central Korea. Annales des Sciences Forestieres, 54, 1: 1–8.
- SON Y., LEE W.K., LEE S.E., RYU S.R. 1999. Effects of thinning on soil nitrogen mineralization in a Japanese larch plantation. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 30, 17/18: 2539–2550.
- ŠRÁMEK V. et al. 2015. Aktualizace studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. Strnady, VÚLHM: 195 s. Dostupné na: http://eagri.cz/public/web/file/445780/Zprava_KH_21032016_uprav.pdf
- TORITA H., MASAKA K. 2020. Influence of planting density and thinning on timber productivity and resistance to wind damage in Japanese larch (*Larix kaempferi*) forests. Journal of Environmental Management, 268: 110298.
- ÚHÚL 2019. Typologická mapa 2019 [online; cit. 2021-04-30]. Dostupné na: <http://geoportal.uhul.cz/OPRLMap/>
- ÚHÚL 2021 [online; cit. 2021-04-30]. Dostupné na: <http://geoportal.uhul.cz/VapnoMap/>
- ÚHÚL, VÚLHM 1990. Taxační tabulky. Brandýs nad Labem, ÚHÚL; Jíloviště-Strnady, VÚLHM: nestr.
- VICENA I. 1998. Modřín zvyšuje odolnost porostů proti vichřicím. Lesnictví-Forestry, 44: 230–234.

OPAD V MLADÝCH BŘEZOVÝCH POROSTECH

LITTERFALL IN YOUNG BIRCH STANDS

JIRÍ SOUČEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: soucek@vulhmop.cz

ABSTRACT

Litter fall is an important part of nutrient cycles in forest ecosystems. Quantity and seasonal pattern of litter fall in young birch stands was observed in two stands (age 7–19 years) in East Bohemia. Seasonal pattern of litter fall depended on climatic factors. Mean annual mass of litter fall was 3.44 tons per hectare and year. Leaves dominated in litter fall, share of branches increased with growing stand age. Maximum leaf litter fall was in September and October. The leaves were shed partly in summer months, growing season litter fall of leaves shared up to 37% of total dry matter of annual litterfall. Mean concentration of nitrogen in the leaves picked in crowns was about 2.5%, nitrogen concentration in fallen leaves was permanently lower.

Keywords: litter fall, Betula, leaves, branches, nitrogen

ABSTRAKT

Opad je důležitá složka v koloběhu živin lesních ekosystémů. Produkce a průběh opadu byly sledovány v 2 mladých březových porostech (7–19 let) ve východních Čechách. Průběh opadu závisel na klimatických podmínkách. Střední sušina opadu byla 3,44 tun/ha/rok. Listy dominovaly v opadu, podíl větví se zvyšoval s rostoucím věkem. Maximum opadu listů bylo zaznamenáno v září a říjnu. Část listů břízy opadáva již v letních měsících, opad listů od jara do konce srpna může tvořit až 37 % z celkové sušiny ročního opadu listů. Průměrný obsah dusíku v listech trhaných z koruny byl 2,5 %, v opadaných listech byl obsah dusíku trvale nižší.

Klíčová slova: opad, bříza, listy, větve, dusík

Úvod

Opad odumřelých částí biomasy je důležitou složkou v koloběhu živin, opadem je dodávána značná část rychle rozpustných živin zpět do půdy. Množství, struktura a chemické složení opadu závisí na dřevině, stanovištních a porostních podmínkách. Opad v lesních ekosystémech je tvořen směsí listů, větví, generativních orgánů a dalších složek. Porozumění procesu koloběhu živin je důležité pro analýzu jednotlivých procesů a vazeb v rámci ekosystémů (HOBIE et al. 2007).

Současný rozsah holin spolu se snahou o změnu druhové skladby lesů vede k využívání postupů více odpovídajících přírodním procesům s cílem rychlého a efektivního postupu obnovy holin při odpovídajících nákladech (DIACI et al. 2017).

Pro obnovu stávajících holin jsou navrhovány ve větším zastoupení i dřeviny s pionýrskou strategií růstu, od kterých se kromě schopnosti odrůstat v široké škále stanovištních podmínek a rychlejšího růstu očekává i vyšší potenciál ovlivnění stanovištních podmínek.

Poznatky o produkci opadu a jeho průběhu v březových porostech rostoucích ve střední Evropě jsou omezené. Dosavadní studie pochází zejména z ploch vzniklých na opuštěných zemědělských půdách (BRONISZ et al. 2016, URI et al. 2007, 2007a, ZASADA et al. 2014).

Cílem práce je vyhodnocení množství opadu v mladých březových porostech a stanovení jeho složení. Odběry v pravidelných měsíčních intervalech umožňují hodnocení průběhu opadu během roku.

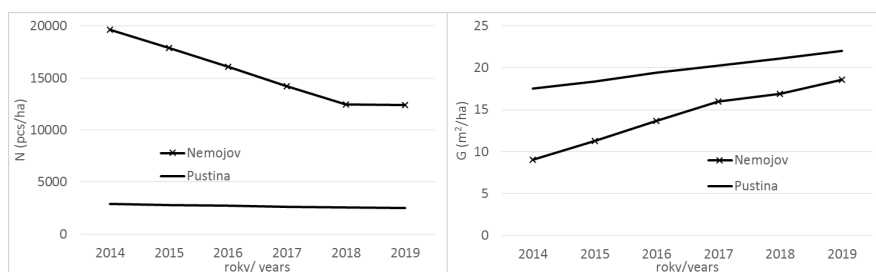
MATERIÁL A METODIKA

Opad listů je sledován na trvalých plochách založených pro hodnocení vývoje březového porostu na kalamitní holině. Plocha Nemojov (nadmořská výška 460 m, přechod mezi *Fagetum acidophilum* a *Fagetum illimerosum acidophilum*) vznikla na jaře 2007 po kalamitě Kyrril, plocha Pustina (nadmořská výška 490 m, *Fagetum mesotrophicum*) v roce 2000 po nelegálních těžbách. Na obou plochách vznikl porost přirozenou obnovou s dominantním zastoupením břízy záhy po vzniku holiny. Na plochách nebyly realizovány výchovné zásahy. Opad byl od jara 2014 zjišťován metodou opadoměrů se záchytnou kruhovou plochou 0,5 m². Opadoměry byly instalovány ve výšce 0,6 m nad zemí, síťový pytel umožňuje pronikání srážkové vody (PITMANN et al. 2010). Opadoměry byly náhodně rozmístěny v porostech. Jejich instalované počty kolísaly v rozmezí 4–7 kusů na lokalitu, počty opadoměrů na obou lokalitách byly v jednotlivých letech různé. Opadoměry byly v období od května do konce listopadu vybírány v měsíčních intervalech, mimo období vegetace byly termíny odběru delší. Obsah opadoměrů byl v laboratoři rozdělen na listy a větve, hmotnost jednotlivých složek byla po vysušení na konstantní hmotnost při teplotě 80 °C zvážena (0,01 g).

Na plochách byly v jednotlivých intervalech odběrů opadu z opadoměrů trhány i živé listy břízy ze střední části korun. U trhaných listů i z opadaných listů byl laboratorně určen obsah dusíku po mineralizaci kyselinou sírovou a peroxidem vodíku (TURNER, BROOKS 1992).

VÝSLEDKY

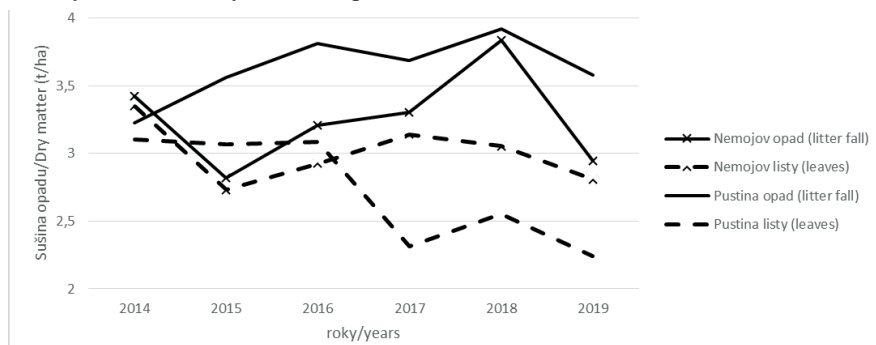
Oba porosty vznikly přirozenou obnovou s dostatečným počtem jedinců. Při zahájení sledování se porost na ploše Nemojov postupně zapojoval, od roku 2014 počet jedinců poklesl o 37 % (Obr. 1). Zapojování porostu a následné přirozené proředění se projevilo na vyšším meziročním kolísání sušiny opadu. Výchozí porostní charakteristiky na ploše Pustina odpovídaly tabulkovým hodnotám (ČERNÝ, PAŘEZ 1998), během doby sledování počet stromů poklesl o 14 %. Výčetní základna na obou plochách postupně narůstala (Obr. 1).



Obr. 1: Porostní charakteristiky březových porostů

Fig. 1: Characteristics of birch stands

Průměrný roční opad činil 3,44 tun sušiny na hektar (Sx 0,3). V mladším porostu (Nemojov) množství opadu meziročně výrazněji kolísalo (2,8-3,8 tuny) bez jasněho trendu vývoje ve sledovaném období, ve starším porostu (Pustina) se množství opadu postupně zvyšovalo (3,2-3,9 tun). Celkové množství opadu a podíl jednotlivých složek na plochách meziročně kolísalo. Sušina listů tvořila okolo 3 tun /ha/ rok. Sušina listů na ploše Nemojov se po celou dobu sledování výrazněji neměnila, sušina listů přepočtena na střední strom dosahovala 0,2 kg (Sx 0,03). Pokles sušiny listů s rostoucím věkem na ploše Pustina ovlivnilo zkracování délky korun, hmotnost sušiny listů pro střední strom kolísala okolo 1 kg (Sx 0,09). Zapojení porostu ovlivnilo postupné zasychání a opadávání větví ze spodní části koruny, to se projevilo na rostoucím podílu větví v celkovém opadu. Na ploše Nemojov výchozí podíl listů na celkové sušině opadu tvořil až 95 % a postupně se snižoval (průměr za celé období 88 %). Na ploše Pustina byl podíl listů na celkové sušině opadu nižší (74 %, Sx 12) a výrazněji meziročně kolísalo (Obr. 2). Ve sledovaném období větve opadávaly v průběhu roku bez výrazné časové kulminace, sušina větví v jednotlivých měsících byla značně proměnlivá.



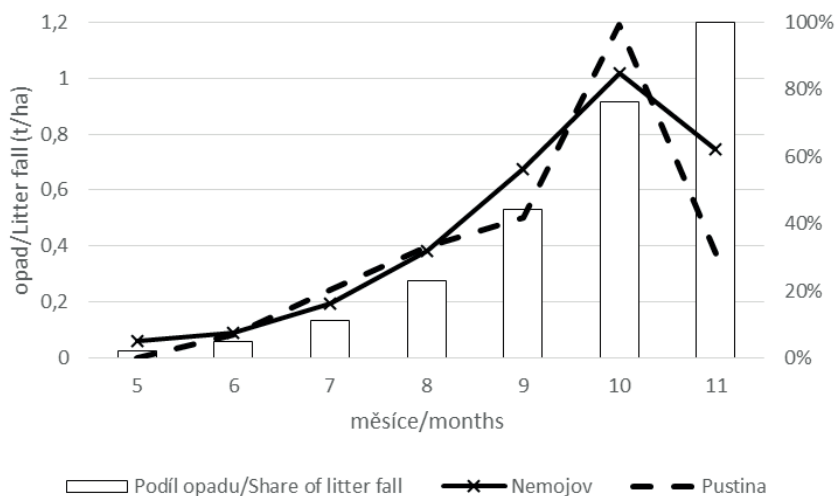
Obr. 2: Sušina opadu a listů na plochách

Fig. 2: Dry matter of litter fall and leaves on plots

Průběh opadu v rámci roku závisí na konkrétních klimatických a porostních podmínkách. Hlavní opad listů břízy probíhal v září a říjnu (listopadu). Opad části listů byl na sledovaných plochách zaznamenán již záhy po vyrašení. Opad listů do konce června tvořil 2–7 % z celkové sušiny opadu listů, do konce srpna až 37 % hmotnosti listů (Obr. 3). V letech s výskytem suchých letních period bylo u čas-

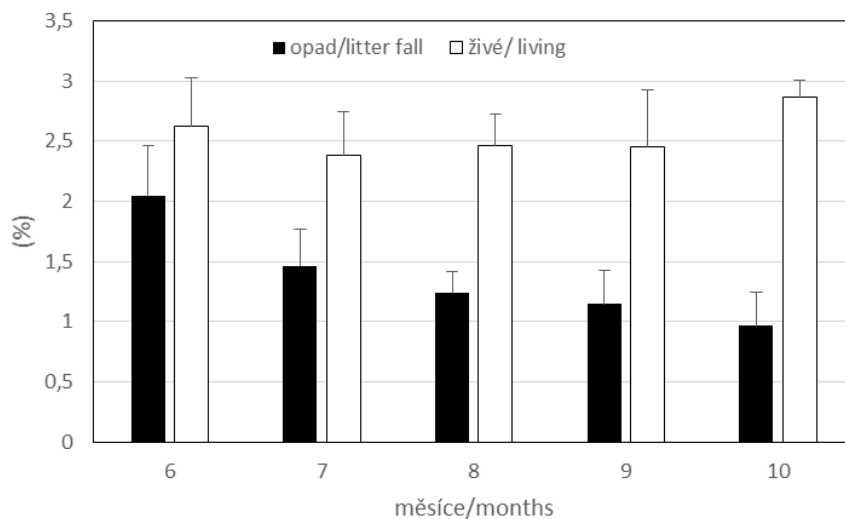
ti listů zaznamenáno jejich žloutnutí a zasychání. Zaschlé listy buďto následně opadly nebo naopak zaschlé držely na výhonech a opadaly až v běžném termínu opadu.

Koncentrace dusíku v živých (trhaných) listech ve střední části koruny si v jednotlivých měsících udržovala stabilní úroveň okolo 2,5 %. Termín sledování za-



Obr. 3: Průběh opadu listů během roku

Fig. 3: Seasonal pattern of litter fall (leaves) during year



Obr. 4: Obsah dusíku v živých a opadaných listech

Fig. 4: Contents of nitrogen in living and fallen leaves

hrnuje období, kdy obsah dusíku v listech kolísá minimálně (ŠRÁMEK et al. 2009). Obsahu dusíku v opadaných listech byl po celou dobu značně nižší a s rostoucím termínem sběru postupně klesal (Obr. 4). V červnovém termínu byl obsah dusíku v opadaných listech o 28 % nižší než v listech živých, živé listy v říjnovém termínu měly až 3× vyšší obsah N než listy opadané. Obsah dusíku (a dalších živin) v opadu se následně projevuje na postupu jejich dekompozice.

DISKUSE

V současné době roste zájem o poznatky z produkce biomasy březových porostů. Poznatky o produkci opadu vychází většinou z odběru vzorníků nebo monitoračních ploch. Produkci biomasy březových porostů je věnována zvýšená pozornost zejména v oblasti severní a severovýchodní Evropy (URI et al. 2007, 2007a, ZASADA et al. 2014). Značná část publikovaných studií se zabývá porosty vzniklých přirozenou nebo umělou obnovou na opuštěných zemědělských půdách. S ohledem na charakter vzniku porostů, stanovištní a porostní podmínky zjištěné hodnoty ukazují značnou variabilitu. S rostoucím věkem se podíl listů z nadzemní biomasy snižuje, do věku okolo 15 let podíl listů zpravidla neklesá pod 5 % celkové biomasy (BRONISZ et al. 2016, URI et al. 2007, 2007a, 2012, KONŮPKA et al. 2020). Ve vyšším věku podíl listů klesá až na hodnoty 1-3 % nadzemní biomasy (VARIK 2014, URI et al. 2012). Zjištěná produkce sušiny opadu v mladých březových porostech je srovnatelná s hodnotami získanými v rámci jiných studií, lokalit a typu porostů (URI et al. 2007, ŠPULÁK a kol. 2016, ZASADA et al. 2016). Výsledky potvrdily značnou meziroční variabilitu v množství opadu i jeho průběhu v rámci roku. Struktura opadu se v průběhu sledování měnila, přičemž podíl listů v celkovém opadu se s věkem postupně snižoval.

Část studií o porostní biomase byla realizována mimo vegetační období (MARTINÍK et al. 2018), většina studií stanovuje produkci biomasy pomocí vzorníků na konci vegetačního období (srpen, září). Zjištěné výsledky o průběhu opadu listů během vegetační sezóny naznačují nutnost navýšení celkové produkce listů o již realizovaný opad. Srovnatelné závěry udává i URI et al. (2007), sušinu listů zjištěnou během odběru vzorníku (srpen 2,56 t/ha) autoři navýšili na základě výsledků z opadoměrů na 3,5 tun/ha. Opad listů v průběhu vegetačního období (až 27 % z celkového množství) autoři přikládají periodě sucha během července v roce odběru vzorníků. Listy v době odběru vzorníků tvořily 8,5 % z nadzemní biomasy, při zahrnutí opadu během vegetační sezóny podíl listů dosáhl 11 % (URI et al. 2007).

Výsledky obsahu dusíku v listech potvrzují všeobecné poznatky o jeho průběhu v rámci vegetačního období (např. ŠRÁMEK et al. 2009), výrazně nižší hodnoty v opadaných listech naznačuje retranslokaci živin v rámci stromu (AERTS 1996, RUUHOLA et al. 2011).

ZÁVĚR

Průměrná produkce sušiny opadu dosahovala 3,44 tuny/ha/rok, mladší porost vykazoval trvale méně opadu. Dominantní část opadu tvořily listy, podíl větví se

zvyšoval s rostoucím věkem porostu. Průběh opadu v rámci roku je ovlivněn klimatickými podmínkami. Nejvíce listů opadává během září a října, opad listů v průběhu letního období však může tvořit až 37 % celkové sušiny opadu listů. V opadavých listech byl zjištěn výrazně nižší podíl dusíku než v listech živých.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl díky podpoře výzkumného projektu NAZV QK1810126 „Zakládání a výchova směsí přípravných a cílových dřevin plnicích produkční a mimoprodukční funkce lesa v oblasti velkoplošně hynoucích smrkových porostů“ a výzkumného záměru „MZE-RO0118“.

LITERATURA

- AERTS R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology*, 84: 597–608.
- BINKLEY D., GIARDINA C. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry*, 42: 89–106.
- BRONISZ K., STRUB M., CIESZEWSKI C., BIJAK S., BRONISZ A., TOMUSIAK R., WOJTAN R., ZASADA M. 2016. Empirical equations for estimating aboveground biomass of *Betula pendula* growing on former farmland in central Poland. *Silva Fennica*, 50, 4: 1559.
- ČERNÝ M., PAŘEZ J. 1998. Růstové tabulky dřevin České republiky. Jílové u Prahy, IFER: 119 s.
- DIACI J., ROZENBERGAR D., FIDEJ G., NAGEL T. 2017. Challenges for uneven-aged silviculture in restoration of post-disturbance forests in Central Europe: a synthesis. *Forests*, 8: 378.
- HOBBIE S.E., OGDahl M., CHOROVER J., CHADWICK O.A., OLEKSYN J., ZYTKOWIAK R., REICH P.B. 2007. Tree species effects on soil organic matter dynamics: the role of soil cation composition. *Ecosystems*, 10: 999–1018.
- KONÓPKA B., PAJTÍK J., ŠEBEŇ V., MERGANIČOVÁ K., SUROVÝ P. 2020. Silver birch aboveground biomass allocation pattern, stem and foliage traits with regard to intraspecific crown competition. *Central European Forestry Journal*, 66: 159–169.
- MARTINÍK A., KNOTT R., KREJZA J., ČERNÝ J. 2018. Biomass production of *Betula pendula* stands regenerated in the region of allochthonous *Picea abies* dieback. *Silva Fennica*, 52, 5: 9985.
- PITMAN R., BASTRUP-BIRK A., BREDA N., RAUTIO P. 2010. Sampling and analysis of litterfall. Part XIII. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg, UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre: 16 s. Dostupné na: https://www.icp-forests.org/pdf/manual/2010/Manual_2010_Litter.pdf
- RUUHOLA T., LEPPÄNEN T., LEHTO T. 2011. Retranslocation of nutrients in relation to boron availability during leaf senescence of *Betula pendula* Roth. *Plant and Soil*, 344: 227–240.
- ŠPULÁK O., SOUČEK J., LEUGNER J. 2016. Nadzemní biomasa, živiny a spalné teplo

- v mladém sukcesním porostu přípravných dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 2: 132–137.
- ŠRÁMEK V., LOMSKÝ B., NOVOTNÝ R. 2009. Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled. Zprávy lesnického výzkumu, 4: 307–315.
- TURNER M.D., BROOKS P.D. 1992. Evaluation of the use of H_2SO_4 - H_2O_2 digestions for the elemental analysis of plant-tissue by ICP spectrometry. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 23: 559–568.
- URI V., VARES A., TULLUS H., KANAL A. 2007a. Above-ground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. Biomass and Bioenergy, 31, 4: 195–204.
- URI V., LÕHMUS K., OSTONEN I., TULLUS H., LASTIK R., VILDO M. 2007b. Biomass production, foliar and root characteristics and nutrient accumulation in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand growing on abandoned agricultural land. European Journal of Forest Research, 126, 4: 495–506.
- URI V., VARIK M., AOSAAR J., KANLA A., KUKUMÄGI M., LÕHMUS K. 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. Forest Ecology and Management, 267: 117–126.
- VARIK M. 2014. Carbon fluxes and storage in a chronosequence of Silver birch stands. Tartu, Estonian University of Life Sciences: 160 s.
- ZASADA M., BIJAK S., BRONISZ K., BRONISZ A., GAWĘDA T. 2014. Biomass dynamics in young silver birch stands on post-agricultural lands in central Poland. Drewno, 57, 192: 29–39.

PŘÍKLADY Vlivu RŮZNÝCH DŘEVIN NA OBJEMOVOU VLHKOST SVRCHNÍ VRSTVY PŮDY

EXAMPLES OF DIFFERENT TREE SPECIES IMPACTS ON VOLUMETRIC MOISTURE OF TOPSOIL

FRANTIŠEK ŠACH¹, VLADIMÍR ČERNOHOUS¹, ONDŘEJ ŠPULÁK¹,
DUŠAN KACÁLEK¹, VILÉM PODRÁZSKÝ²

¹Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno

²Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská

ABSTRACT

The mineral topsoil moisture is an important component of water regime in forests. This study presents examples from two mountain, one highland and two hilly sites with different tree species stands. In the Jizera Mts., topsoil moisture was the lowest under birch (35–38%), higher under spruce (39–42%) and the highest under weeds in forest gap (41–43%). In the Orlice Mts., spruce showed lower moisture (28–32%) compared to beech (31–33%). At highland site near Trutnov, spruce showed also the lowest values (10–18%), the higher ones under birch (11–19%) and the highest moisture under forest glade weeds (14–19%). At hilly sites near Kostelec, spruce soil was wetter (9–16%) than birch soil (10%). The wettest soil was found under mixture of oak and hornbeam (31%). At long-term forested sites, both clear-cut and broadleaves showed wetter soil compared to spruce and Douglas fir. At afforested former agriculture sites, the volume moisture was found to be the lowest under Douglas fir compared to other tree species whereas the wettest soil was found in field.

Keywords: forest stands; topsoil; water content; Czech Republic

ABSTRAKT

Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy představuje významnou položku vodního režimu lesů. V příspěvku jsou prezentovány příklady ze dvou horských, vrchovinného a dvou pahorkatinných stanovišť s různými porosty dřevin. V Jizerských horách byla vlhkost svrchní půdy nejnižší pod břízou (35–38 %), vyšší pod smrkem (39–42 %) a nejvyšší pod buřením v porostní mezeře (41–43 %). V oblasti orlickohorské byla vlhkost půdy nižší pod smrkem (28–32 %) a vyšší pod bukem (31–33 %). Ve vrchovině oblasti trutnovské byla nejnižší půdní vlhkost také pod smrkem (10–18 %), vyšší pod břízou (11–19 %) a nejvyšší pod buřením (14–19 %). V pahorkatinné oblasti černokostelecké byla půda vlhčí pod smrkem (9–16 %) než pod břízou (10 %). Nejvyšší vlhkost byla pod směsí dubu a habru (31 %). Na lesních pozemcích v pahorkatině byla doložena vlhčí půda na holině a v porostu listnáčů než v porostu smrku a douglasky. Na bývalé zemědělské půdě byla objemová vlhkost nejnižší ze všech sledovaných porostů dřevin také pod douglaskou a nejvyšší na současném poli.

Klíčová slova: lesní porosty; svrchní vrstva půdy; obsah vody; Česká republika

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Rozkolísané srážkoodtokové poměry posledních let přispívají k chřadnutí lesních porostů. Podobně jako v případě minulých škod průmyslovými imisemi na konci 20. století, musí lesníci čelit náhlému rozpadu porostů. Vznik rozsáhlých holin tak přispívá k opětovné rehabilitaci využití tzv. náhradních porostů; v našich podmínkách se nejčastěji jedná o březové nálety. Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy představuje významnou položku vodního režimu lesních porostů. Studie hydrické účinnosti horských porostů se nejčastěji soustředily na smrk a buk. Vzhledem k minulým a současným disturbancím v lesních porostech střední Evropy je přínosné i studium vlhkostních poměrů svrchní vrstvy půdy pod porosty s břízami a některými dalšími dřevinami. Svrchní vrstvou půdy rozumíme pro účely tohoto příspěvku horizonty (L)FH a Ah, resp. Ae, tedy do hloubky půdní vrstvy ca 10 cm. Vlhkost povrchové vrstvy půdy se vztahuje k lesnímu typu, dřevinné skladbě, věku, hustotě, zakmenění a zápoji porostu. Pro různé druhy porostů se dá využívat také bilančně (TUŽINSKÝ 1999, 2000) a z pohledu sucha (TUŽINSKÝ 2009). Cílem studie je prezentovat rozdílný vliv určitých lesních dřevin na objemovou vlhkost svrchní půdy ve srovnatelných stanovištních podmínkách jednotlivých zájmových oblastí.

MATERIÁL A METODIKA

Ke srovnání vlhkostních poměrů svrchní půdy bylo vybráno pět lokalit; dvě v horských podmínkách Jizerských a Orlických hor, jedna vrchovinná nedaleko Trutnova a dvě v pahorkatinných podmínkách u Kostelce nad Černými lesy.

Jizerské hory (PLO 21), Jizerka

Výzkumná lokalita leží ve vrcholové části mírného JZ svahu v nadmořské výšce 980 m a je řazena do lesního typu kyselá smrčina třtinová (8K2). Střední hodnota srážek za sledovaná vegetační období činila 752 mm, střední hodnota teploty vzduchu 10,7 °C. Na velkoplošnou kalamitní holinu byla v devadesátých letech dvacátého století vysazena na arové čtvercové parcely s náhodným opakováním celá řada dřevin (BALCAR, PODRÁZSKÝ 1994). Porovnávala se dynamika obsahu vody disponibilní ve svrchní minerální vrstvě půdy pod porosty smrku ztepilého, břízy pýřité a travním porostem v porostní mezeře. Šetření probíhalo po 4 vegetační doby pod ca 18letými porosty. Vlhkost svrchní vrstvy půdy byla sledována pod porosty smrku ztepilého (o průměrné výšce ca 4,5 m a hustotě porostu 4 000 jedinců na hektar – stav v roce 2010), břízy pýřité (subsp. *carpatica* (Wild.) A. et Gr.); průměrná výška ca 3,2 m a hustota ca 4 200 na ha) a pod travním porostem v porostní mezeře. V travním porostu mezery dominovala třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa* (Chaix) J. F. Gmel.) o výšce ca 40 cm a sušině ca 200 g.m⁻². V bylinném patře pod porosty dřevin dominovaly třtina s brusnicí borůvkou. Monitorovaly se 3 parcely od každé varianty porostu ve vzdálenosti maximálně 60 m, půdní poměry lokality byly vyrovnané.

Na každé parcele bylo na počátku jara ve vertikálním směru do půdy náhodně instalováno 6 loggerů s čidly TMS 1 (firma Tomst, ČR). Do travního porostu v po-

ročních mezerách, kde byla na základě předchozích měření zjištěna nižší variabilita vlhkosti svrchní vrstvy půdy v porovnání s porosty dřevin, bylo instalováno pouze 5 čidel. Na každou variantu dřeviny tak bylo instalováno 15 až 18 čidel, která byla umístěna tak, aby zaznamenávala průběh vlhkosti svrchních ca 10 cm minerální zeminy. Šetření vycházelo z premisy, že právě z této vrstvy přijímají smrk ztepilý, bříza pýřitá a traviny většinu vody na transpiraci a živiny v půdním roztoku. Data byla zaznamenávána v 15 min. intervalech. Hodnoceno bylo období květen až říjen, které v dané lokalitě rámcově reprezentuje vegetační období, a to v letech 2011 až 2014.

Dalšími sledovanými charakteristikami byla teplota v minerální půdě (-10 cm), při povrchu půdy (0 cm) a přizemní teplota (10 cm nad povrchem), jejichž výsledky z let 2011 a 2012 byly již publikovány (ŠPULÁK, KACÁLEK 2016).

Orlické hory (PLO 27), Deštnská stráň, Deštné

Výzkumný objekt Deštnská stráň v Orlických horách slouží ke studiu všech položek vodní bilance smrkového a bukového ekosystému jako představitelů dvou nejvýznamnějších dřevin středohorských poloh České republiky (KANTOR 1995). Objekt je tvořen dvojicí bilančních ploch. Obě bilanční plochy (každá o rozměru 40 × 30 m) jsou od sebe vzdáleny 50 m; jsou situovány na svahu ZJZ expozice s průměrným sklonem 16° v nadmořské výšce 890 m. Průměrná roční teplota činí 4,9 °C, průměrné roční srážky 1 200 mm. Typologicky přísluší smrkový i bukový porost do nejrozšířenějšího lesního typu smrkobukového vegetačního stupně, do kyselé smrkové bučiny metlicové (6K1). Z pedologického hlediska lze oba porosty zařadit do typických kyselých kambizemí vyšších poloh, písčitohlinitých až hlinitopísčitých s průměrnou 50% příměsí skeletu, jehož podíl v hloubce 70–100 cm dosahuje 90–98 % (zvětralá matečná hornina – svor). Šetření bylo zahájeno na podzim 1976. Prvých pět hydrologických let (1. 11. 1976 až 31. 10. 1981) byla studována hydrická účinnost dospělých porostů. V zimě 1981/1982 byly oba porosty jednorázově smýceny a ihned na jaře 1982 byly výzkumné plochy zalesněny opět smrkem a bukem tak, že od 1. 11. 1982 se mohlo pokračovat ve studiu vodního režimu kultur obou dřevin. Navíc nově ve změněných nepříznivých imisně-ekotopových podmínkách, kde poškození dospělého smrkového porostu (vyhl. č. 78/1996 Sb.) se zvýší průměrně o 1 stupeň za 6 až 10 případně za 11 až 15 let (přechod pásem ohrožení lesů pod vlivem imisí B a C).

Vlhkost půdy byla zjišťována gravimetrickou metodou. Ve vegetačních obdobích se odebíraly na každé ploše ze tří míst půdní vzorky ze čtyř vrstev charakterizujících celý půdní profil v týdenních intervalech.

Podkrkonoší (PLO 23), Poříčský hřbet, Trutnov

Experimentální plocha je situována v nadmořské výšce 530 m na mírném SV svahu s maximálním sklonem 8 %, přecházejícím v jižní části v náhorní rovinu. Typologicky přísluší do kyselé jedlové bučiny metlicové (5K1). Z pedologického hlediska je plocha charakterizována hlinitopísčitými hnědými lesními půdami. Hor-

linové podloží se nachází v hloubce 0,7 m a je tvořeno permokarbonskými slepenci. Celková pórovitost půdy představuje 43 %, z toho kapilární 20 % a nekapilární 13 %. Obsah skeletu se ve vrstvě půdy 20–60 cm pohybuje okolo 6 %. Po předcházející přípravě půdy celoplošnou orbou se v nově založených porostech vytvořila za 20 let vrstva nadložního humusu s tloušťkou 1–2 cm. V půdní vrstvě 2–20 cm nepřevyšuje obsah humusu 1 % a ve vrstvě 21–60 cm 0,5 %.

V roce 1981 byly ve třech porostech založeny bilanční srovnávací plochy. Prvá je umístěna v porostu smrku omoriky o hustotě 4 200 stromů.ha⁻¹, druhá v porostu břízy bělokore z přirozeného zmlazení (hustota 11 000 stromů.ha⁻¹) a třetí je situovaná v bezprostřední blízkosti obou porostů jako zabuřenělá volná plocha. V době zahájení experimentu na podzim 1981 dosáhl věk smrku omoriky 14 let a břízy bělokore 13 let. V porostu smrku omoriky nebyl během 10 let experimentu proveden žádný výchovný zásah, v březovém porostu byla do 19 let dvěma převážně podúrovňovými prořezávkami snížena hustota na 5 800 stromů.ha⁻¹. Volná plocha byla zcela porostlá bylinnou a travinnou vegetací, v níž dominovaly *Agrostis stolonifera* (35 %) a *Luzula nemorosa* (25 %), dále *Deschampsia flexuosa* (10 %) a *Calamagrostis arundinacea* (10 %). Další bylinné druhy doplnily pokryvnost na 100 %.

Zjišťování položek vodní bilance v obou lesních porostech a na volné ploše bylo zahájeno 1. 11. 1981 a ukončeno 31. 10. 1990 (ŠACH et al. 1996). Vlhkost půdy byla stanovována gravimetrickou metodou ve vegetačním období 1984 od 1. 5. do 31. 10. Odběr vzorků půdy byl prováděn sondýrkou ze 4 půdních vrstev do hloubky 0,65 m v týdenních intervalech.

Středočeská pahorkatina (PLO 10), Černokostelecká pahorkatina

Na výzkumných plochách v Černokostelecké pahorkatině bylo prováděno porovnání vlhkostí svrchní vrstvy půdy jehličnatých, listnatých a smíšených porostů. Blížší specifikaci výzkumných ploch a výsledky zjišťování uvádějí PODRÁZSKÝ, KUPKA (2011). V typických stanovištních podmínkách širokých oblastí středočeského regionu byly založeny dvě série experimentálních porostů. Porosty se nacházely na území Školního lesního podniku ČZU v Praze se sídlem v Kostelci nad Černými lesy.

První série byla založena v porostech různých dřevin ve věku 24 až 55 let na trvale lesních půdách. Typologicky se jedná o svěží stanoviště třetího, tj. dubo-bukového vegetačního stupně, nadmořská výška lokalit je 350 m n. m., půdní typ byl určen jako luvizem, průměrná roční teplota kolem 7,5 °C, průměrné roční srážky byly v minulých desetiletích kolem 650 mm, v roce 2001 přes 850 mm a v r. 2002 více než 900 mm (meteorologická stanice provozovaná pracovištěm nacházející se několik set metrů od sledované lokality). Plochy byly založeny v porostech smrku ztepilého, douglasky tisolisté, smíšených listnáčů, jedle obrovské a na holině rok po těžbě jehličnatého porostu. Odběr půdních vzorků do Kopeckého válečku (100 cm³) byl proveden na podzim 2000, jednorázově.

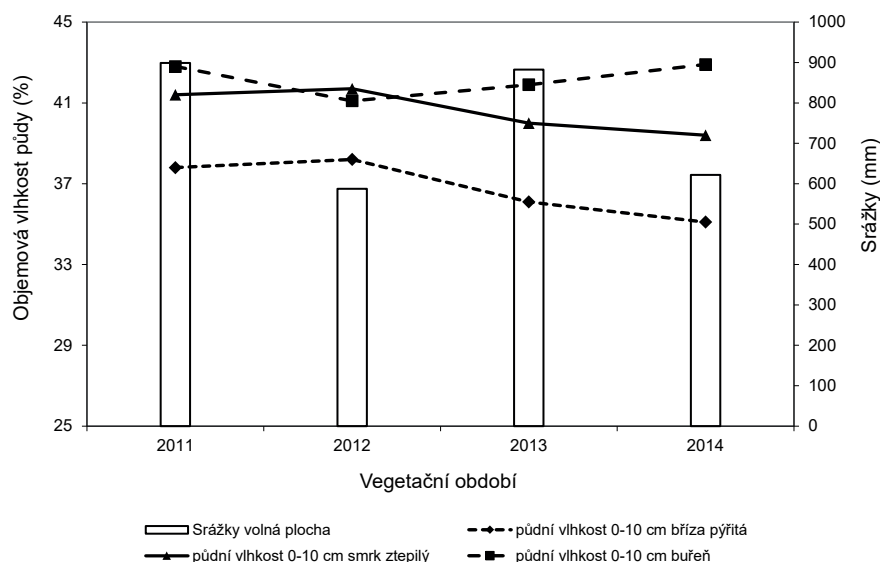
Druhá série se nachází na zalesněných zemědělských půdách nedaleko vesnice Krymlov, polesí Kostelec, dnes obecní lesy Oleška. Všechny analyzované poros-

ty byly založeny výsadbou v roce 1967. Nadmořská výška lokality je kolem 430 m n. m., průměrné srážky kolem 600 mm ročně a teplota kolem 7,5 °C. Jako stanovišti odpovídající lesní typ byl rekonstruován LT 4Q1, půdní typ pseudoglej. Šetření probíhala v porostech čtyř dřevin (smrk ztepilý, douglaska tisolistá, bříza bělokorá, borovice lesní) ve věku 39 let a na sousedícím poli. Stanoveny byly základní pedofyzikální vlastnosti pomocí Kopeckého válečku o objemu 100 cm³. Ty byly odebírány jednorázově na podzim r. 2008 z nejsvrchnější vrstvy minerálních půdních horizontů (v podstatě z horizontu Ah) na pěti místech v každém porostu.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Jizerské hory – Jizerka

Průběh a relace objemové vlhkosti svrchní vrstvy půdy (0–10 cm) v mladších porostech smrku ztepilého, břízy pýřité (*Betula pubescens*) karpatské a buřene v porostní mezeře (volná plocha) ve vegetačním období (květen až říjen) jsou v Jizerských horách (Jizerka) specifické. Vysoká nadmořská výška (ca 1000 m) a časté a vysoké srážky (ca 750 mm ve vegetačním období V.–X.) způsobují, že v povrchové vrstvě půdy s hojnými jemnými kořeny (průměr 1–2 mm) přijímajícími



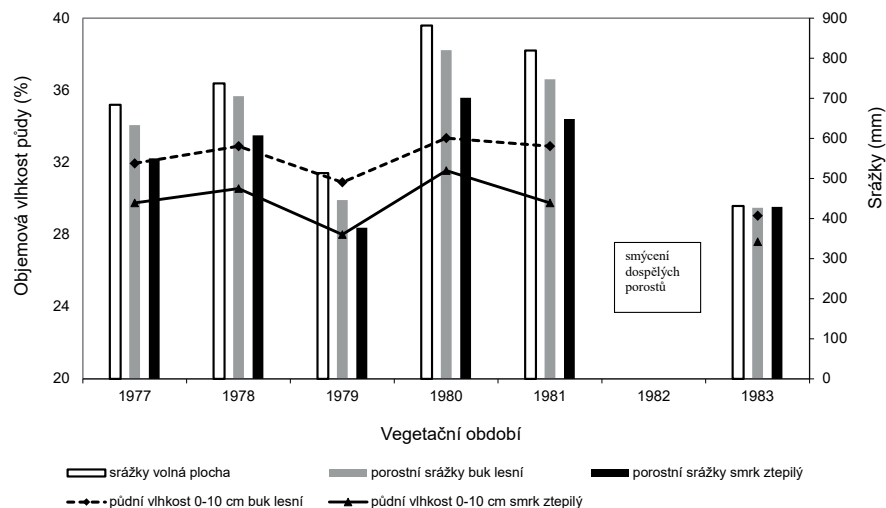
Vysvětlivky / Captions: Objemová vlhkost půdy (%) = Volumetric soil moisture (%); Srážky (mm) = Precipitation depth (mm); smýcení dospělých porostů = mature stands felling; Vegetační období = Growing season; Srážky volná plocha = opening area precipitation; porostní srážky buk lesní = under beech canopy precipitation; porostní srážky smrk ztepilý = under spruce canopy precipitation; půdní vlhkost 0–10 cm buk lesní = soil moisture under European beech in 0–10 cm depth; půdní vlhkost 0–10 cm smrk ztepilý = soil moisture under Norway spruce in 0–10 cm depth

Obr. 1: Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy 0–10 cm ve vegetačních obdobích 2011–2014 na Jizerce v Jizerských horách

Fig. 1: Volumetric topsoil moisture in 0–10 cm depth in 2011–2014 growing seasons on Jizerka in the Jizerské hory Mts

vodu prakticky nenastává snížení objemové vlhkosti k bodu snížené dostupnosti (4–11 %). Vlhkost svrchní půdní vrstvy ve vegetační době v letech 2011–2014 vykazovala nejnižší střední hodnoty pod břízou karpatskou (35–38 %), vyšší pod smrkem ztepilým (39–42 %) a nejvyšší pod buřením v porostní mezeře (41–43 %), (Obr. 1).

Srovnáme-li tyto hodnoty s provedenými dalšími měřeními ve vegetačním období na Dešenské stráni (Orlické hory), na Poříčském hřbetu u Trutnova (Podkrkonoší) a v pahorkatině u Kostelce nad Černými lesy, byly odpovídající střední hodnoty vlhkosti svrchní vrstvy půdy seřazeny většinou odlišně (Obr. 1–4).



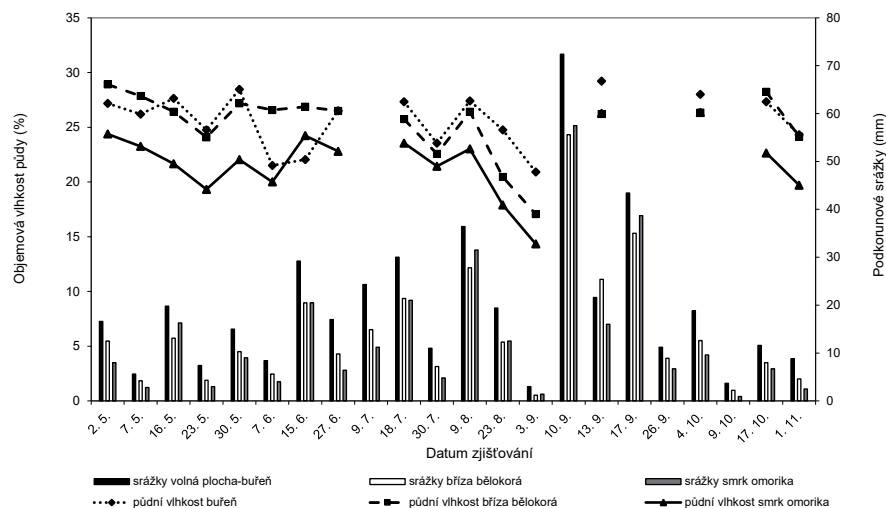
Vysvětlivky / Captions: Objemová vlhkost půdy (%) = Volumetric soil moisture (%); Srážky (mm) = Precipitation depth (mm); smýcení dospělých porostů = mature stands felling; Vegetační období = Growing season; Srážky volná plocha = opening area precipitation; porostní srážky buk lesní = under beech canopy precipitation; porostní srážky smrk ztepilý = under spruce canopy precipitation; půdní vlhkost 0–10 cm buk lesní = soil moisture under European beech in 0–10 cm depth; půdní vlhkost 0–10 cm smrk ztepilý = soil moisture under Norway spruce in 0–10 cm depth

Obr. 2: Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy 0–10 cm ve vegetačních obdobích 1977–1981 a 1983 na Dešenské stráni v Orlických horách

Fig. 2: Volumetric topsoil moisture in 0–10 cm depth in 1977–1981 and 1983 growing seasons on Dešenská strán in the Orlické hory Mts.

Orlické hory – Dešenská strán (Deštné)

V horské oblasti orlickohorské byly nižší objemové vlhkosti v povrchové vrstvě půdy pod dospělým porostem smrku ztepilého (28–32 %) a vyšší pod dospělým porostem buku lesního (31–33 %), (Obr. 2). Na čerstvých pasekách byla obdobně vlhkost nižší pod opadankou na smrkové ploše (30 %) a vyšší pod buřením na ploše bukové (32 %). Pod listnatým porostem (BK) tedy byla v povrchové vrstvě půdy ve vegetační době vyšší vlhkost než pod jehličnatým porostem (SM), což je v souladu s dřívějšími literárními poznatky (KANTOR 1995).



Vysvětlivky / Captions: Objemová vlhkost půdy = Volumetric soil moisture; Porostní srážky = Under stand canopy precipitation; Datum zjišťování = data of finding out; srážky volné plochy – buřeň = opening area precipitation – weed; srážky bříza bělokorá = precipitation under common birch; srážky smrk omorika = precipitation under omorika spruce; půdní vlhkost buřeň = soil moisture under weed; půdní vlhkost bříza bělokorá = soil moisture under common birch; půdní vlhkost smrk omorika = soil moisture under omorika spruce

Obr. 3: Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy 0–10 cm ve vegetačním období 1984 na Poříčském hřbetu u Trutnova

Fig. 3: Volumetric topsoil moisture in 0–10 cm depth in 1984 growing season on the Poříč ridge near to Trutnov town

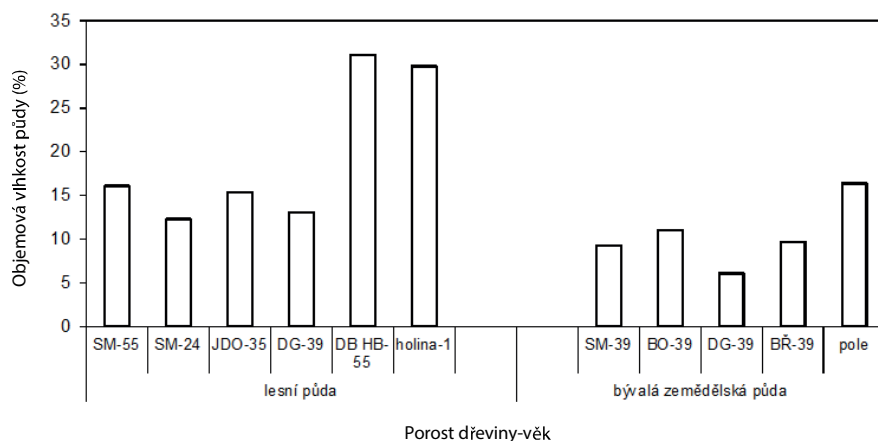
Podkrkonoší – Poříčský hřbet

Ve vrchovinné oblasti trutnovské byly nejnižší vlhkosti (10–18 %) v povrchové vrstvě půdy opět pod smrkem (i když zde se jednalo o s. omoriku), vyšší (11–19 %) pod mladou břízou (zde bělokorou) a také pod buřením na volné ploše (14–19 %), (Obr. 3). Pod mladým porostem břízy bělokoré tedy byla v povrchové vrstvě půdy ve vegetační době vyšší vlhkost a pod mladým porostem smrku omoriky nižší vlhkost.

Černokostecká pahorkatina

V pahorkatinné oblasti černokostecké byly v povrchové vrstvě půdy pod mladým porostem smrku ztepilého středního věku vyšší vlhkosti (9–16 %) a pod mladým porostem břízy bělokoré nižší vlhkost (10 %). Nejvyšší vlhkost byla pod smíšeným listnatým porostem dubu a habru středního věku (31 %), (PODRÁZSKÝ, KUPKA 2011), (Obr. 4).

Na lesních pozemcích byla doložena vyšší momentální objemová vlhkost půdy na holině a v porostu listnáčů, statisticky průkazně nižší v porostu smrku a dále v porostu douglasky. Nejnižší obsah vody byl ve druhém porostu smrku SM2 v sou-



Vysvětlivky / Captions: Objemová vlhkost půdy = Volumetric soil moisture; Porost dřeviny-věk = tree species-age; lesní půda = forest soil; bývalá zemědělská půda = former agricultural soil; SM = smrk = spruce; JDO = jedle obrovská = grand fir; DG = douglaska = Douglas fir; DB = dub = oak; HB = habr = hornbeam; holina = clearcut; borovice = pine; bříza = birch; pole = adjacent arable field

Obr. 4: Objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy 0–10 cm (Ah) na podzim ve vegetačních obdobích 2000 (lesní půda) resp. 2008 (zalesněná a oraná zemědělská půda) v pahorkatině Kostelec n. Č. lesy

Fig. 4: Volumetric topsoil moisture in 0–10 cm depth (Ah horizon) in autumn of 2000 (forested soil) and 2008 (afforested and arable agricultural soil) growing seasons in Kostelec nad Černými lesy upland

sedství jedle obrovské (PODRÁZSKÝ, KUPKA 2011), (obr. 4). Douglaska se jevila jako dřevina s výraznou desukční funkcí a schopností využívat půdní vodu, což indikují i další výzkumy (URBAN et al. 2010). To může přispívat k vysušení stanoviště a zvýšení vodního deficitu lokality (FILIUS, ROOSENSCHOON 1998). Na druhé straně vysoký potenciál douglasky v příjmu vody znamená stabilizaci lesních porostů i v klimaticky méně příznivých podmínkách (EILMANN, RIGLING 2010).

Na zemědělských pozemcích, před 39 lety zalesněných, byla nízká objemová vlhkost půdy doložena rovněž v porostu douglasky. Objemová vlhkost zde byla nejnížší ze všech sledovaných porostů dřevin, a to významně; nejvyšší byla tato charakteristika naopak na orné půdě.

ZÁVĚR

Na základě prezentovaných výsledků lze konstatovat, že objemová vlhkost povrchové vrstvy půdy (0–10 cm) byla ve vegetačním období (květen – říjen) obvykle nižší pod porostem smrku a vyšší pod porostem břízy, popř. pod porostem dalších listnáčů (konkrétně buk či listnatá směs dubu a habru). Výjimku představuje nejvlhčí horská oblast jizerskohorská nebo nejsušší oblast černokostecká, kde objemové vlhkosti svrchní vrstvy půdy byly ve vegetační době nižší pod porostem břízy než pod porostem smrku. V Jizerských horách to může být důsledek vyšších usazených (horizontálních) srážek pod smrkem (lepší srážkopodpůrná funkce); v černokostecké pahorkatině pak fyziologické polední omezení (me-

radiální aklimace) transpirace smrku, a tudíž zachování si vlhčí svrchní půdní vrstvy a u břízy možnost v důsledku morfologického uspořádání kořenového systému čerpat vláhu i z hlubších vrstev půdního profilu.

PODĚKOVÁNÍ

Výsledek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství, institucionální podpora MZE-RO0118 a z podpory výzkumu a vývoje z veřejných prostředků MZe projektu NAZV QK1810415 „Vliv dřevinné skladby a struktury lesních porostů na mikroklima a hydrologické poměry v krajině“.

LITERATURA

- BALCAR V., PODRÁZSKÝ V. 1994. Založení výsadbového pokusu v hřebenové partii Jizerských hor. Zprávy lesnického výzkumu, 39, 2: 1–7.
- EILMAN B., RIGLING A. 2010. Douglas fir – a substitute species for Scots pine in dry inner Alpine valleys? In: Opportunities and risks for Douglas fir in a changing climate. Abstracts. October 18–20, 2010. Freiburg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanst. Baden-Württemberg: 11. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 85.
- FILIUS B.M., ROOSENSCHOON O.R. 1998. Tree species conversion to diminish forest's water use – financial consequences of a controversial forest management practice in the Netherlands. Journal of Forest Economics, 4, 1: 85–101.
- KANTOR P. 1995. Vodní režim smrkových a bukových porostů jako podklad pro návrh druhové skladby vodohospodářsky významných středohorských lesů. Habilitační práce. Brno, MZLU, Lesnická a dřevařská fakulta: 332 s., příl. 32 tab.
- PODRÁZSKÝ V., KUPKA I. 2011. Vliv douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii* / Mirb./ Franco) na základní pedofyzikální charakteristiky lesních půd. Zprávy lesnického výzkumu, 56, Special: 1–5.
- ŠACH F., KANTOR P., ČERNOHOUS V. 1994. Water budget in a young stands of substitute tree species in immission region of the Trutnov Piedmont in the Czech Republic. Lesnictví, 40, 5: 211–216.
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. 2016. Below-canopy and topsoil temperatures in young Norway spruce and Carpathian birch stands compared to gaps in the mountains. Journal of Forest Science, 62, 10: 441–451.
- TUŽINSKÝ L. 1999. Bilancia vody v lesných ekosystémoch. Acta Facultatis Forestalis Zvolen, 41: 55–65.
- TUŽINSKÝ L. 2000. Spruce and beech forest stands water balance. Ekológia (Bratislava), 19, 2: 198–210.
- TUŽINSKÝ L. 2009. Soil water regime analysis in spruce ecosystem in relation to its disponibility towards drought. Beskydy, 2, 1: 77–84.
- URBAN J., ČERMÁK J., KANTOR P. 2010. Srovnání tloušťkového přírůstu a transpirace douglasky tisolisté a smrku ztepilého. In: Aktuality v pěstování introdukovaných dřevin. Sborník z konference. Kostelec nad Černými lesy, 21. října 2010. Praha, ČZU v Praze: 77–81.

Sekce 5
Prevence rizik

Session 5
Preventing risks

ZAŁOŽENÍ VÝZKUMNÉ PLOCHY S EXOTICKÝMI A CENNÝMI DŘEVINAMI V LOKALITĚ DOUBEK – ÚVODNÍ INFORMACE

ESTABLISHING OF RESEARCH SITE WITH EXOTIC TREE SPECIES AND NOBLE HARDWOODS IN DOUBEK – INITIAL INFORMATION

JOSEF GALLO¹, VILÉM PODRÁZSKÝ¹, MARTIN BALÁŠ¹,
ONDŘEJ HOLUBÍK², JAN VOPRAVIL²

¹Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýčká 129, 165 21 Praha 6
– Suchdol, Česká republika; corresponding author: gallo@fld.czu.cz

²Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav

ABSTRACT

This contribution describes the establishing of new research plot in Doubek near Kostelec nad Černými lesy in Central Bohemia. The plot is dedicated to the establishment of plantation focused on selected exotic tree species (giant sequoia, Lebanese cedar, dawn redwood) and noble hardwoods (service tree, wild service tree, pedunculate oak, wild cherry) that have a potential of quality wood production and a potential of providing other benefits within Czech forests. These unusual species were completed with the commonly used species (Scots pine, lime tree, hornbeam). The research plantation is established on former agricultural land and the other experiments with exotic tree species in the forest condition should subsequently follow. Monospecific as well as mixed blocks were established. At the same time, soil conditioners alginite and humac were used to improve soil properties and water availability in the initial stages of tree growth.

Keywords: afforestation of agricultural lands, climate change, alginite, humac, Central Bohemia

ABSTRAKT

Tento příspěvek popisuje založení nové výzkumné plochy v lokalitě Doubek u Kostelce nad Černými lesy ve středních Čechách. Plocha je věnována výsadbám vybraných exotických dřevin (sekvojovec, cedr, metasekvoje) a cenných listnáčů, které mají potenciál pro produkci dřeva a potenciál poskytovat další benefity pro české lesnictví. Tyto neobvyklé dřeviny byly doplněny běžně používanými druhy. Výzkumná výsadba je založena na bývalé zemědělské půdě. Následně by měly navazovat pokusy s exotickými dřevinami na lesních půdách. Jednotlivé druhy dřevin byly monospecificky či ve smíšení rozmístěny na dílčí plochy. Zároveň byly použity půdní melioranty alginit a humac pro zlepšení půdních vlastností a dostupnosti vody během iniciačního stadia růstu dřevin.

Klíčová slova: zalesňování zemědělských půd, klimatická změna, alginit, humac, střední Čechy

Úvod

Lesní porosty v České republice v posledních letech zaznamenávají dramatické změny a problémy, k nimž patří disturbance a kalamity velkého rozsahu (MZe 2020; Novák et al. 2020). Za jednu z příčin je považováno nadměrné rozšíření naší nejdůležitější hospodářské dřeviny smrku ztepilého, který je pěstován mimo oblast původního výskytu (MODLINGER, TRGALA 2019). Lesnictví se v tomto směru v každém případě musí změnit. Kromě zásadní úpravy spočívající v úpravě druhové skladby (zvyšování redukované plochy domácích listnáčů na úkor zejména smrku ztepilého) a v diferenciaci vertikální i horizontální struktury porostů je zde rovněž doplňková možnost zavádění odolných cizokrajných dřevin (PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2008). Jejich použití je vhodné s maximální opatrností a s předcházejícími ověřovacími studiemi (BRUNDU 2020; KUNEŠ 2020; PODRÁZSKÝ 2020).

Možnosti využití exotických dřevin v českém lesnictví jsou rozporuplné. Například douglaska tisolistá je již zavedeným druhem ve smyslu jejího legislativního ukotvení ve vyhlášce 298/2018 Sb., a tím i v hospodářských souborech a lesních hospodářských plánech (Novák et al. 2019). To však není případ dřevin, jako je např. cedr atlaský (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière), sekvojovec obrovský (*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J. Buchholz), (PRKNOVÁ 2018, 2019), metasekvoje čínská (*Metasequoia glyptostroboides* Hu et W. C. Cheng). Další potenciálně perspektivní druhy dřevin získávají na významu v podmínkách oteplicího se klimatu (pavlovník plstnatá – *Paulownia tomentosa* Steud.). Některé z perspektivních dřevin již značně zdomestikovaly mimo lesní porosty, například kaštanovník setý (*Castanea sativa* Mill.) (VOPÁLKA-MELICHAROVÁ 2020), některé z nich se dokonce stávají invazními – pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) (SLADONJA et al. 2015) či trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) (KUNEŠ et al. 2019; KUNEŠ, BALÁŠ 2020).

Výsadby exotických dřevin je dosud možné bez větších administrativních obtíží provádět pouze na výzkumných plochách mimo PUPFL. Za účelem zjištění jejich vhodnosti a potenciálu přímo v praktickém lesnictví je třeba důsledně otestovat možnosti jejich přežívání a růstu, jakož i jejich invazivní potenciál (KUNEŠ et al. 2019).

Za účelem založení nové výzkumné ověřovací plochy byl ze ZPF vyčleněn pozemek vhodný k zalesnění a tento pozemek následně zalesněn vybranou skladbou dřevin v blocích. Kromě exotických dřevin byly rovněž použity tzv. cenné listnáče, tj. listnaté dřeviny s potenciálem tvorby vysoce ceněného a uplatnitelného dříví. Cílem výzkumu bude zjistit ujmavost a dynamiku odrůstání vybraných introdukovaných dřevin a cenných listnáčů a získat jasné doporučení pro další výzkum a pro praxi. Je předpoklad, že cenné listnáče vykážou stabilní, ale ne příliš výrazný výškový přírůst, s výjimkou třešně ptačí, u které je iniciální přírůst předpokládán vyšší. U cedru je předpoklad možného poškození mrazem, stejně jako u sekvojovce obrovského. Další hypotézou je, že půdní kondicionéry alginát a humac zlepší dostupnost vody pro dřeviny a sníží mortalitu v prvních letech (KUPKA et al. 2015; TUŽINSKÝ et al. 2015). Dalším cílem je sledovat vývoj ekonomicky cenných dřevin v měnícím se klimatu v dalších letech a posoudit

jednak standardní náklady na oplocení a zalesnění pozemku a také ekonomickou efektivnost použití melioračních hmot při zalesnění.

MATERIÁL A METODIKA

K realizaci polních pokusů byl vybrán pozemek p. č. 110/3 v k. ú. Doubek o výměře 19 331 m². Pozemek byl součástí dvou dílů půdních bloků 1301/7 a 1301/6. Zalesněná plocha (uvnitř oplocenky) činí cca 1,55 ha. Vzhledem k málo výhodnému tvaru zalesňované plochy dosahuje délka oplocenky cca 715 m. Vybraná lokalita klimaticky spadá do oblasti mírně teplé, okrsku mírně teplého a mírně vlhkého s mírnou zimou (QUITT 1971). Nejbližší klimatická stanice se nachází v Ondřejově, vzdáleném cca 13 km. Dlouhodobá průměrná roční teplota je 9,8 °C a dlouhodobý průměrný roční úhrn srážek je kolem 550 mm. Plocha se nachází v oblasti přírodní lesní oblasti PLO 10 – Středočeská pahorkatina, přičemž na severu navazuje PLO 17 – Polabí (ÚHÚL 2019). Oblast je náchylná k výskytu vyšších průměrných teplot, jakož i suchých period.

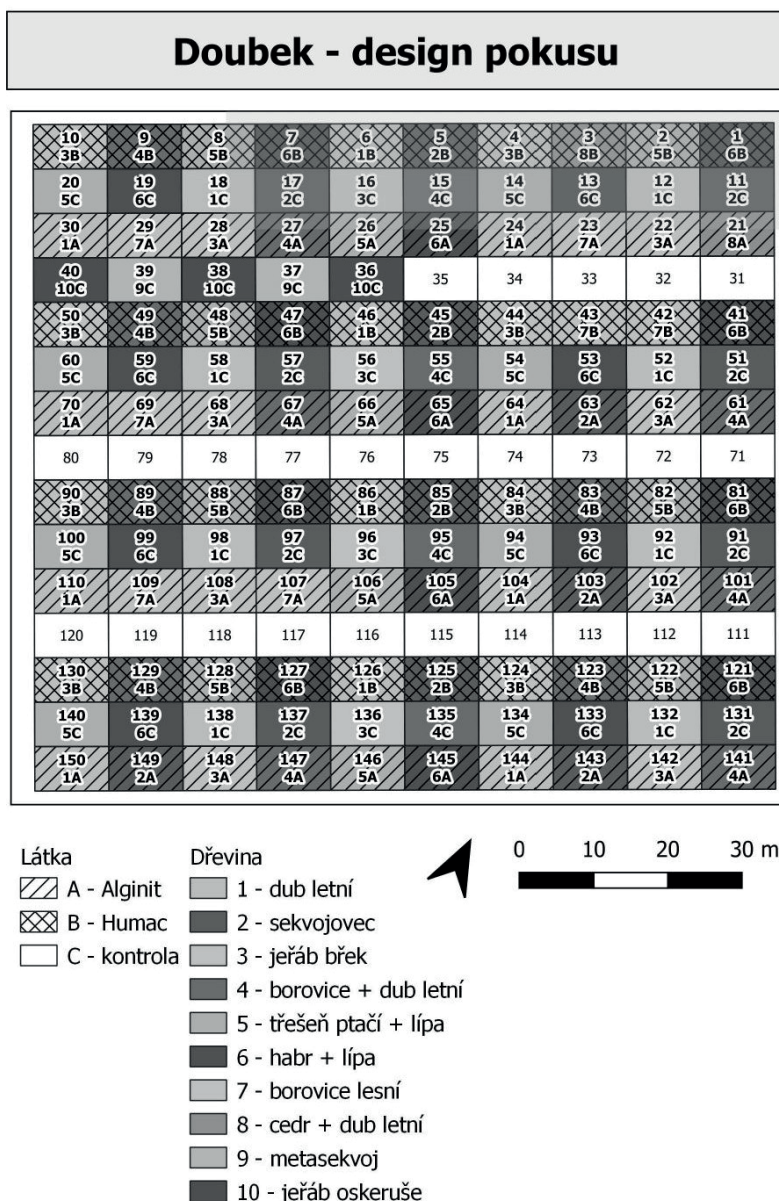
Výzkumná plocha byla založena na zemědělské půdě, na níž jsou obecně podmínky pro růst dřevin z hlediska zásobení živinami nadstandardní. Na druhou stranu takové půdy mohou mít zhoršené fyzikální vlastnosti (utužení), mohou vykazovat snížený obsah mykorhizních hub a často se vyskytují rezidua pesticidů. V blízkosti zalesněné plochy navazují lesní porosty zařazené do 2. a 3. LVS, charakterizované lesními typy 2S1 a 3L1 (Obr. 1).



Obr. 1: Zastoupení lesních typů v okolí výzkumné plochy; čárkovaně je vyznačen obrys plochy (resp. oplocenka) (Zdroj: mapový portál ÚHÚL)

Fig. 1: Representation of forest types in the surroundings of the research area; dashed line depicts the contour line of the research plot (fencing) (Source: map portal UHUL)

Z hydrologického hlediska se území nachází v povodí středního Labe. Hydrologická síť okolí zájmového pozemku je tvořena malými vodními toky, které v údolních pozicích způsobují podmačení půdního profilu. Na zájmovém pozemku se vyskytují části se zhoršenými vsakovacími a odtokovými poměry, což se projevuje periodickým zamokřováním vlivem srážkové vody. Relativně vyšší úhrn srážek v minulosti se spolupodílel na vzniku částečně ilimerizovaných a v údolních pozicích oglejených typů půdy. Průměrná nadmořská výška zájmo-



Obr. 2: Rozmístění výsadby jednotlivých dřevin do bloků na výzkumné ploše Doubek
 Fig. 2: Distribution of individual species planted in blocks on the research site Doubek

Notes: A – Alginite amendment, B – Humac amendment, C – control (without application)

1 – pedunculate oak (*Quercus robur*), 2 – giant sequoia (*Sequoiadendron giganteum*), 3 – wild service tree (*Sorbus torminalis*), 4 – Scots pine (*Pinus sylvestris*) + pedunculate oak, 5 – wild cherry (*Prunus avium*) + lime tree (*Tilia cordata*), 6 – hornbeam (*Carpinus betulus*) + lime tree, 7 – Scotch pine, 8 – Lebanese cedar (*Cedrus libani*) + pedunculate oak, 9 – dawn redwood (*Metasequoia glyptostroboides*), 10 – service tree (*Sorbus domestica*)

vé plochy je 385 m n. m. Z geologického hlediska území spadá do oblasti nejsevernějšího výběžku středočeského plutonu, budovaného žulami. Typickou horninou je hrubozrnná narůžovělá říčanská žula. Právě hrubozrnný rozpad (grus) žulových hornin dal vznik půdám kambizemního typu. Na vymezeném území jsou tyto půdy reprezentovány kambizemí modální (KAm) a kambizemí litickou (KAs), malá část vymezeného území pro zalesnění je částečně pokryta slabou vrstvou pleistocenní středně těžké sprašové hlíny. V této části pozemku se nacházejí kambizemě luvičné (KA1). Mírný úpád v blízkosti zalesněné části je následně typickým představitelem půd s periodickým zamokřením a odpovídá zařazení do půdního typu pseudoglej modální (PGm). Hodnocení půdních typů a druhů bylo provedeno podle publikace NĚMEČEK et al. (2011).

Výsadba dřevin byla realizována na podzim 2019. Charakter výsadeb je popsán na Obr. 2. Sazenice kategorie 36–50 cm (sadební materiál standardní obchodní velikosti) byly sázeny v řadovém sponu 1×2 m s výjimkou doplňkové výsadby sekvojovce obrovského, který byl vysázen ve sponu 2×2 m. Sadební materiál všech dřevinných druhů (kromě dubu letního) byl krytokořenný. Dub letní byl prostokořenný. V případě jedinců s malým kořenovým systémem (resp. plugem) byla výsadba provedena šterbinovou metodou. U stromků s rozsáhlejším kořenovým systémem (malá část jedinců) byla výsadba provedena jamkovou metodou. Z designu pokusu je patrné, že byly použity různé druhy dřevin, přičemž se jednalo vesměs o exotické dřeviny či domácí cenné listnáče, konkrétně třešeň ptačí, jeřáb břek a dub letní. Z běžných jehličnatých hospodářských dřevin byla zastoupena borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.).

Celková výměra hlavní části výzkumné plochy činí 9 000 m². Design sestává ze 150 dílčích ploch o velikosti 6×10 m (tj. 60 m²). V závislosti na použitém sponu bylo na každou dílčí plochu vysazeno 30 ks, resp. 15 ks dřevin. Bylo použito 10 dřevinných druhů. Jednotlivé druhy byly v rámci dílčích ploch použity jak monokulturně, tak ve směsi, a to celkem v 10 variantách. Varianty druhového složení byly kombinovány se 3 variantami aplikace melioračních hmot (půdních kondicionérů) ve 4 opakováních. Varianty druhového složení byly následující: 1) dub letní, 2) sekvojovec obrovský, 3) jeřáb břek, 4) borovice lesní + dub letní, 5) třešeň ptačí + lípa srdčitá, 6) habr obecný + lípa srdčitá, 7) borovice lesní, 8) cedr libanonský + dub letní, 9) metasekvoje čínská, 10) jeřáb oskeruše. Varianty aplikace melioračních hmot byly následující: A) Alginit (40 dílčích ploch); B) Humac – pelletovaný přípravek Humac® Agro (40 dílčích ploch); C – kontrola (bez aplikace) (45 dílčích ploch). Celkem bylo zalesněno 125 dílčích ploch a zbylých 25 dílčích ploch zůstalo bez zalesnění (rozčleňovací linie). Aplikace melioračních hmot byla provedena plošně (strojní rozmetání a zapravení do půdy), a to v hektarové dávce 1,5 t alginitu (tj. 9 kg na dílčí plochu, celkem bylo použito 360 kg) a 1,0 t humacu (tj. 6 kg na dílčí plochu, celkem 240 kg). Přehled použitých dřevin je uveden v Tabulce 1.

Další část výzkumné plochy (mimo přiložený plánec) má design dílčích ploch o rozměrech 15×20 m (pro kaštanovník a platan), 6×20 m (pro lísku tureckou). Výsadba byla provedena ve čtvercovém sponu 1,5 m. Byly uplatněny 3 varianty

Tab. 1: Přehled použitého sadebního materiálu

Table 1: Overview of the used planting stock

Druh ¹	Výška ² (cm)	Množství ³ (ks)	Cena bez DPH		Původ ⁶
			Kč/ks ⁴	Kč celkem ⁵	
<i>Carpinus betulus</i>	36–50	600	13	7 800	
<i>Castanea sativa</i>	36–50	600	14	8 400	
<i>Cedrus libani</i>		100	45	4 500	Arboretum FLD, osivo ze stromů M5 29/1, 2, 3
<i>Corylus colurna</i>	20–40	180	17	3 060	
<i>Metasequoia glyptostroboides</i>		50	55	2 750	Výzkumná stanice Truba, osivo ze stromů v areálu
<i>Platanus acerifolia</i>	40–60	600	30	18 000	
<i>Prunus avium</i>	36–50	600	12	7 200	
<i>Sequoiadendron giganteum</i>		100	280	28 000	Arboretum FLD, osivo ze stromů G1 43/1 + Arboretum Kysihýbel, Slovensko
<i>Sorbus domestica</i>		200	130	26 000	Arboretum FLD, osivo ze stromů D2, D1
<i>Sorbus torminalis</i>	36–50	1 200	25	30 000	
<i>Quercus robur</i>	51–70	2 500	7,20	18 000	
Celkem ⁷		6 730		153 710	

Notes: ¹tree species, ²planting stock height (cm), ³amount of plants, ^{4,5}price without VAT (CZK per one plant and total), ⁶origin, ⁷total amount (pcs) and price (CZK)

druhového složení: kaštanovník setý (*Castanea sativa*), platan javorolistý (*Platanus acerifolia*) a líska turecká (*Corylus colurna*). Varianty druhového složení byly opět kombinovány se 3 variantami plošné aplikace melioračních hmot v následujících variantách: A) Alginit – dávka 1,5 t/ha, B) Humac – peletovaný přípravek Humac®Agro – dávka 0,5 t/ha, C) kontrola (bez aplikace). Součástí této části výzkumné plochy je i část vymezená půdním typem pseudoglej modální, kde bude založena kultura ořešáku černého. Na vnějším plášti pozemku byla vysazena směs kaštanovníku a platanu a na vnitřním plášti pozemku (blíže k sousednímu stávajícímu lesnímu porostu) byl vysazen dub letní (Obr. 2).

Vyhodnocení zalesnění na výzkumné ploše

Hodnocení úspěšnosti zalesňování na jednotlivých pokusných plochách bude každý rok na konci vegetačního období uskutečněné prostřednictvím biometrického měření, které bude spočívat v měření výšky, ujímavosti a popisu příčin mortality. Získané údaje budou hodnoceny pomocí odpovídajících statistických metod.

Z předběžných dat naměřených po první vegetační sezóně nevyplývá, že by některá z dřevin vykazovala zásadně vyšší mortalitu v iniciálním stadiu kultivace. To je pozitivní zjištění pro všechny použité dřeviny. Získané údaje však budou vypovídající teprve v následujících letech, až odezní šok z výsadby a stromky už nebudou atraktivní pro biotické škůdce.

Negativním biotickým činitelem pro dřeviny na lokalitě jsou zejména hlodavci, pravděpodobně se jedná o výskyt druhů hryzec vodní (*Arvicola amphibius* L.), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis* L.) či hraboš polní (*Microtus arvalis* Pallas), případně kombinovaný výskyt těchto druhů. Vzhledem k tomu, že výzkumná plocha byla kvalitně oplocena již před výsadbou, je do současné doby účinně chráněna před škodami spárkatou, zejména srnčí zvěří, která se hojně vyskytuje v okolí.

I v případě úspěchu výsadby na zemědělské půdě bude dále nutné prokázat vhodnost vybraných druhů dřevin pro použití v lesním prostředí, kde se objevují jiné limitující faktory, jako jsou půdní vlastnosti (snížená dostupnost živin) či dostupnost světla. To bude náplní dalších výzkumů.

Ekonomická kalkulace

Náklady na zalesnění sestávají v zásadě z ceny za přípravu půdy, pořizovací ceny sadebního materiálu, práce při výsadbě a ceny za zřízení oplocenky. V dalších letech se pak v případě potřeby objevují náklady na péči o kulturu lesních dřevin (ožíznání či chemická likvidace buřeně).

V našem případě příprava půdy byla provedena v souvislosti s předchozí zemědělskou činností, proto ji do kalkulace nezapočítáváme. Celkové náklady na nákup sadebního materiálu byly 154 tis. Kč. Cena za výsadbu je kalkulována na 4 Kč/ks (tj. celkem cca 27 tis. Kč). Při jednotkové ceně oplocenky 70 tis. Kč/bm dosahuje cena za oplocení pozemku cca 50 000 Kč.

Celkové náklady na zalesnění dané plochy (1,55 ha) dosáhly 231 tis. Kč, tj. cca 149 tis. Kč/ha. Cenu výrazně navyšuje především kalkulovaná cena za některé exotické druhy dřevin (sekvojovec, metasekvoje, cedr a oskeruše), která byla odhadnuta z prodejní ceny okrasných sazenic příslušných druhů v prodejně při arboretu FLD Kostelec.

DISKUSE

Vzhledem k neustálému zvyšování průměrné teploty nejen v oblasti středních Čech, vznikají značné problémy ve stávajících lesních porostech, které byly adaptované na vlhčí a chladnější podmínky (DUŠEK et al. 2019). Vedle zásadních změn ve smyslu prostorové a druhové struktury porostů lze zároveň uvažovat o využití exotických dřevin, které disponují potenciálem snášet dlouhodobě vyšší průměry teplot na straně jedné a nepravidelné úhrny srážek na straně druhé, následkem čehož je kolísající vzdušná i půdní vlhkost. V případě takových dřevin se mohou vyskytnout jiné problémy, například citlivost k pozdním, časným či zimním mrazům (např. LESLIE et al. 2013). Tyto vztahy a vlivy je však třeba studovat, pokud chceme jako společnost využít mimoprodukčních benefitů i možností produkce

dříví, přičemž v některých případech exotické dřeviny poskytují velmi zajímavou dřevní hmotu. Existence lesa, bez ohledu, zda je složen z domácích či exotických dřevin, je zároveň nesporným benefitem ve vztahu ke znečištění ovzduší imisemi (GALLO et al. 2018a; 2018b), potažmo k fixaci uhlíku v biomase (ČUKOR et al. 2017a). Při pěstování smíšených a bohatě strukturovaných porostů (tím spíše porostů z exotických dřevin) je třeba brát v potaz, že výchova takových porostů je obecně složitější (BARTOŠ, KACÁLEK 2011).

K založení nových lesních porostů v obtížných podmínkách lze využít jak rozličných druhů, původních či exotických, tak různého typu sadebního materiálu (KUNEŠ et al. 2014; GALLO et al. 2020), dále využít přihnojení, posilující hormony (NOVÁKOVÁ et al. 2014) či kondicionéry (TUŽINSKÝ 2013; HANZAL et al. 2015; KUPKA et al. 2015; TUŽINSKÝ et al. 2015; LORENC et al. 2016; ČUKOR et al. 2017b).

ZÁVĚR

Výzkumné aktivity na ploše Doubek se budou zaměřovat na kombinaci exotických, cenných druhů dřevin v kombinaci s použitím půdního kondicionéru na bázi horniny z mořských řas alginitu a půdního kondicionéru na bázi huminových kyselin humac. Předpokládaným výsledkem výzkumu do budoucna je jednoznačné zjištění, které exotické dřeviny a cenné listnáče je možno úspěšně a bezproblémově doporučit pro založení nového lesního porostu na bývalé zemědělské půdě a zda je účelné použít půdní melioranty (kondicionéry) v iniciálních stádiích kultivace těchto dřevin.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vzniknul za podpory NAZV (*Projekt QK1910232-VI*). Poděkování patří rovněž panu ing. Tomáši Broukalovi za poskytnutí pozemků k založení výzkumné plochy. Při vzniku příspěvku, jakož při vlastním provedení zalesňovacích prací, bylo využito zázemí Výzkumné stanice Truba u Kostelce nad Černými lesy.

LITERATURA

- BARTOŠ J., KACÁLEK D. 2011. Produkce mladých porostů první generace lesa na bývalé zemědělské půdě. Zprávy lesnického výzkumu, 56, 2: 118–124.
- BRUNDU G., PAUCHARD A., PYŠEK P., PERGL J., BINDEWALD A.M., BRUNORI A., CANAVAN S., CAMPAGNARO T., CELESTI-GRAPOW L., DE SÁ DECHOUM M., DUFOUR-DOR J.M., ESSL F., FLORY S.L., GENOVESI P., GUARINO F., GUANGZHE L., HULME P., JÄGER H., KETTLE J.C., KRUMM F., LANGDON B., LAPIN K., LOZANO V., LE ROUX J.J., NOVOA A., NUÑEZ M.A., PORTÉ A.J., SILVA J.S., SCHAFFNER U., SITZIA T., TANNER R., TSHIDADA N., VÍTKOVÁ M., WESTERGREN M., WILSON J.R.U., RICHARDSON D. 2020. Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. *NeoBiota*, 61: 65–116.
- ČUKOR J., VACEK Z., LINDA R., BÍLEK L. 2017a. Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 63: 97–104.
- ČUKOR J., LINHART L., VACEK Z., BALÁŠ M., LINDA R. 2017b. The effects of Algi-

- nite fertilization on selected tree species seedlings performance on afforested agricultural lands. Central European Forestry Journal, 63, 1: 48–56.
- DUŠEK D., NOVÁK J., SLODIČÁK M., KACÁLEK D. 2019. Vliv výchovných zásahů na vývoj mladých chřadnoucích smrkových porostů. Zprávy lesnického výzkumu, 64, 1: 37–44.
- GALLO J., KUNEŠ I., BALÁŠ M., NOVÁKOVÁ O., DRURY M.L. 2014. Occurrence of frost episodes and their dynamics in height gradient above the ground in the Jizerské hory Mts. Journal of Forest Science, 60: 35–41. DOI: <https://doi.org/10.17221/83/2013-JFS>
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., KUNEŠ I. 2017. Growth performance and resistance to ground late frosts of *Fagus sylvatica* L. plantation treated with a brassinosteroid compound. Journal of Forest Science, 63: 117–125. DOI: <https://doi.org/10.17221/67/2016-JFS>
- GALLO J., KUNEŠ I., BALÁŠ M. 2018a. Contribution of reforestation using saplings to conservation of forest ecosystems. Wildlanka, 6: 100–107.
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., CUKOR J., KUNEŠ I. 2018b. Iniciální zhodnocení experimentální výsadby s bukovými poloodrostky nové generace na živném a vysychavém stanovišti v lokalitě Vintířov-Sedlec. In: Baláš M., Podrázský V., Gallo J. (eds) Proceedings of Central European Silviculture. Volume 8. Pěstování lesů ve střední Evropě. Sborník vědeckých prací. Doksy, 4.-5.9.2018. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 39–46.
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., KUNEŠ I. 2020. The effects of planting stock size and weeding on survival and growth of small-leaved lime under drought-heat stress in the Czech Republic. Austrian Journal of Forest Science, 137, 2: 43–66.
- HANZAL V., JANISZEWSKI P., KUBEČEK J., BERGMAN J., GJUROV V., TUŽINSKÝ M., BALÁŠ M. 2015. Support of the growth and prosperity of the Norway spruce (*Picea abies*) seedlings in forest nursery by the Bio-Algeen system – preliminary results. Polish Journal of Natural Sciences, 30: 217–224.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M., ZAHRADNÍK D., NOVÁKOVÁ O., NÁROVCOVÁ J., GALLO J., DRURY M. 2014. Role of planting stock size and fertilizing in initial growth performance of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) reforestation in a mountain frost hollow. Forest Systems, 23: 273–287. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014232-04869>
- KUNEŠ I., BALÁŠ M., GALLO J., ŠULITKA M., PINIDIYA ARACHCHILAGE C. 2019. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a jeho role ve středoevropském a českém prostoru: review. Zprávy lesnického výzkumu, 64, 4: 181–190.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M. 2020. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) – jeho množení, pěstování a likvidace: review. Zprávy lesnického výzkumu, 65, 1: 11–19.
- LESLIE A., MENCUCCINI M., PERKS M.P. 2013. Growth and survival of provenances of snow gums (*Eucalyptus pauciflora*) and other hardy eucalypts at three trials in England. Scottish Forestry, 67, 2: 30–39.
- LORENC F., PEŠKOVÁ V., MODLINGER R., PODRÁZSKÝ V., BALÁŠ M., KLEINOVÁ D. 2016. Effect of Bio-Algeen® preparation on growth and mycorrhizal characteristics of Norway spruce seedlings. Journal of Forest Science, 62, 6: 285–291.
- MODLINGER R., TRGALA K. 2019. Možné příčiny a důsledky kůrovcové kalamity v lesích Česka s ohledem na specifika při zpracování kalamitního dříví. Pra-

- ha, ČZU v Praze: 41 s.
- MZe ČR 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství v České republice v roce 2019. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR: 128 s.
- NĚMEČEK J., MÜHLHANSELOVÁ M., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. upravené vydání. Praha, Česká zemědělská univerzita: 94 s.
- NOVÁK J., DUŠEK D., KACÁLEK D. 2019. Růst kultur douglasky ve směsi s domácími dřevinami na různých lesních stanovištích. Zprávy lesnického výzkumu, 64, 3: 133–139.
- NOVÁK J., KACÁLEK D., DUŠEK D. 2020. Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. Central European Forestry Journal, 66, 2: 78–84.
- NOVÁKOVÁ O., KUNEŠ I., GALLO J., BALÁŠ M. 2014. Effects of brassinosteroids on prosperity of Scots pine seedlings. Journal of Forest Science, 60, 9: 388–393. <https://doi.org/10.17221/58/2014-JFS>
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. 2008. Půdotvorná role významných introdukovaných jehličnanů – douglasky tisolisté, jedle obrovské a vejmutovky. Zprávy lesnického výzkumu, 53, 1: 27–34.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. 2020. Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines – case study and problem review. Journal of Forest Science, 66, 5: 197–207. DOI: <https://doi.org/10.17221/42/2020-JFS>
- PRKNOVÁ H. 2018. Contribution to seed ecology of *Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) Buchholz growing in the Central European conditions. Journal of Forest Science, 64, 2: 86–90. <https://doi.org/10.17221/148/2017-JFS>
- PRKNOVÁ H. 2019. The effect of the *Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) Buchholz cone crystals on germination. Journal of Forest Science, 65, 6: 203–208. <https://doi.org/10.17221/43/2019-JFS>
- QUITT E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Praha, Academia: 73 s.
- REMEŠ J., PULKRAB K., BÍLEK L., PODRÁZSKÝ V. 2020. Economic and production effect of tree species change as a result of adaptation to climate change. Forests, 11, 4: 431. DOI: <https://doi.org/10.3390/F11040431>
- SLADONJA B., SUŠEK M., GUILLERMIC J. 2015. Review on invasive tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. Environmental Management, 56: 1009–1034. DOI 10.1007/s00267-015-0546-5
- TUŽINSKÝ M. 2013. Založení výzkumných ploch pre sledovanie výsadiel na poľnohospodárskej pôde. In: Baláš M., Podrázský V., Kučeravá B. (eds.) Proceedings of Central European Silviculture. Kostelec nad Černými lesy, 2.-3.7.2013. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 309–316.
- TUŽINSKÝ M., KUPKA I., PODRÁZSKÝ V., PRKNOVÁ H. 2015. Influence of the mineral rock alginite on survival rate and re-growth of selected tree species on agricultural land. Journal of Forest Science, 61, 9: 399–405. DOI: <https://doi.org/10.17221/11/2015-JFS>
- ÚHÚL 2019. Portál mapových informací [online, cit. 2021-04-30]. Dostupné na: <http://www.uhul.cz/mapy-a-data/katalog-mapovych-informaci>

VOPÁLKA-MELICHAROVÁ L. 2020. Předpoklady obnovy a pěstování kaštanovníku jedlého (*Castanea sativa* Mill.) a jeho výskyt v České republice. Disertační práce. Praha, ČZU v Praze: 139 s.

VLIV VYSTAVENÍ SADEBNÍHO MATERIÁLU BŘÍZY BĚLOKORÉ VYSYCHÁNÍ NA JEHO FYZIOLOGICKOU KVALITU, UJÍMAVOST A RŮST PO VÝSADBĚ

EFFECT OF EXPOSURE OF BIRCH (BETULA PENDULA ROTH) SEEDLINGS TO DRYING ON ITS PHYSIOLOGICAL QUALITY AND PERFORMANCE AFTER PLANTING

JAN LEUGNER, JARMILA MARTINCOVÁ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno,
leugner@vulhmop.cz

ABSTRACT

Seedlings of silver birch (*Betula pendula* Roth) were exposed to desiccation. Plants with bare roots cleaned of substrate were left loosely spread on laboratory shelves for 2 and 6 hours. Compared to other deciduous tree species, the seedlings lost water more intensively (especially from the roots). After only 2 hours, the values of plant moisture stress (PMS) measured by the pressure chamber exceeded 20 bar, the water deficit values (WD), determined as the amount of water needed to fully saturate the stem segment, 15% and the fine root electrolyte leakage (REL) 50%, signaling a serious disturbance of physiological state. These values increased with prolonged exposure. This corresponded to high losses and a growth reduction after planting. Birch has proved to be very sensitive to drying out during incorrect handling before planting. The methods used in experiments (PMS, WD and REL) are suitable and usable in forest practice for testing the physiological quality of plantings.

Keywords: plant moisture stress, electrolyte leakage

ABSTRAKT

Semenáčky břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth) byly vystaveny záměrnému vysychání. Rostliny s obnaženými kořeny byly ponechány volně rozložené na policích v laboratoři po dobu 2 a 6 hodin. V porovnání s jinými druhy listnatých dřevin ztrácely semenáčky vodu intenzivněji (zejména z kořenů). Již po 2 hodinách přesáhly hodnoty vodního stresu (PMS) měřeného tlakovou komorou 20 barů, hodnoty vodního deficitu (WD), zjišťovaného jako množství vody potřebné pro plně nasycení segmentu kmínku, 15 % a hodnoty relativní elektrické vodivosti výluhů z jemných kořenů (REL) 50 %, což signalizovalo vážné narušení fyziologického stavu. S prodlužující se expozicí se tyto hodnoty zvyšovaly. Tomu odpovídaly i vysoké ztráty a redukce růstu po výsadbě. Bříza se ukázala jako dřevina velmi citlivá k vysychání během nesprávné manipulace před výsadbou.

Klíčová slova: vodní stres, vodivost výluhů

Úvod

V posledních letech dochází v důsledku změn klimatu a rozsáhle kůrovcové kalamity k výrazným změnám v hospodaření v lesích. Mění se druhová skladba a zvyšuje se podíl přípravných dřevin používaných při zalesňování. K nejdůležitějším přípravným dřevinám patří bříza bělokorá. V poslední době se stále častěji využívá i umělá obnova břízy různými typy sadebního materiálu. Proto je jejímu pěstování a manipulaci se sadebním materiálem věnována zvýšená pozornost.

Nevhodná manipulace mezi vyzvednutím ve školce a výsadbou může způsobit oschnutí nechráněných kořenů, které negativně ovlivní ujímavost i růst po výsadbě (LANDIS et al. 2010). Ztráta vody z nechráněných kořenů je jedním z nejvýraznějších stresů působících poškození sazenic. Citlivost k vysychání kořenů je druhově specifická a bříza patří k druhům citlivějším na toto poškození (MCKAY et al. 1999; MARTINCOVÁ, LEUGNER 2020). Udržení dobrého fyziologického stavu až do výsadby je jedním z nejdůležitějších předpokladů pro úspěšnou ujímavost a růst po výsadbě. Pro objektivní hodnocení fyziologické kvality sadebního materiálu je možno používat různé laboratorní testy (RITCHIE, LANDIS 2005, 2006).

V letech 2018 a 2019 byly realizovány pokusy se záměrným vystavením prostokořenných i krytokořenných semenáčků břízy bělokoré vysychání. Hodnocen byl jejich fyziologický stav a ujímavost a následný růst. Cílem studie bylo laboratorní zjištění poškození a posouzení vlivu uměle vyvolaného vodního stresu na vývoj po výsadbě.

MATERIÁL A METODIKA

Vysychání krytokořenných semenáčků břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth) se uskutečnilo na podzim 2018 (plug 1). Na podzim 2019 byl realizován další pokus s vysycháním krytokořenného (plug 2) a prostokořenného (prосто) sadebního materiálu stejného původu. Semenáčky s obnaženými kořeny zbavenými substrátu byly ponechané volně rozložené na policích v laboratoři vysychat po dobu 2 a 6 hodin při teplotě 20–23 °C a relativní vzdušné vlhkosti 35–45 %. Vždy po ukončení expozice byly rostliny uzavřeny do polyetylenových pytlů a zároveň s neexponovanými kontrolními semenáčky postupně hodnoceny. Stejně exponované semenáčky byly zároveň připraveny pro kontrolní výsadby na záhony v objektu výzkumné stanice. Cílem experimentu nebylo simulovat provozní podmínky, ale ověřovat metody hodnocení fyziologického stavu stresovaných semenáčků a vlivu zjištěného stresu na ujímavost a růst po výsadbě. Morfologické charakteristiky zjištěné akreditovanou laboratoří Školkařská kontrola jsou uvedeny v tabulce 1.

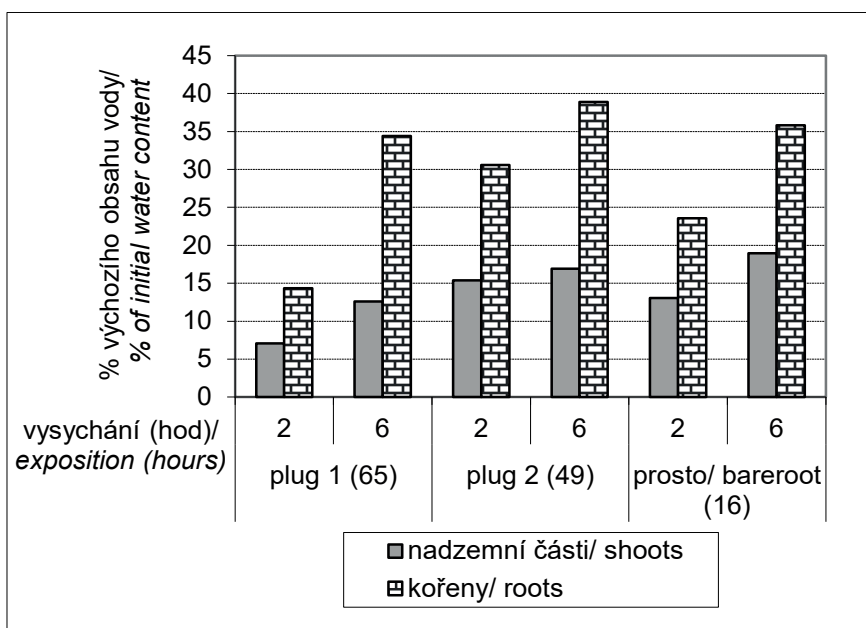
U neexponovaných vzorků a vzorků vystavených po 2 a 6 hodin vysychání byl tlakovou komorou hodnocen vodní stres (PMS). Gravimetricky byl zjišťován obsah vody v nadzemních částech a v kořenech z rozdílů čerstvé hmotnosti a sušiny po vysušení při 105 °C do konstantní hmotnosti. Vyjadřován byl v procentech čerstvé hmotnosti. Pro lepší znázornění změn obsahu vody během záměrného vysychání byly počítány ztráty vody z rozdílů obsahu vody neexponovaných a exponovaných rostlin a vyjadřovány v procentech obsahu vody neexponovaných semenáčků. Zjišťován byl i vodní deficit (WD) jako množství vody potřebné do plného nasycení

segmentu kmínku a relativní elektrická vodivost výluhů (REL) z jemných kořenů. Podrobný popis použitých metod viz MARTINCOVÁ a LEUGNER (2020).

Získaná data byla hodnocena pomocí analýzy variance v programu STATISTICA 10.

VÝSLEDKY

S prodlužující se dobou expozice klesal obsah vody v nadzemních částech a v kořenech. Ztráty vody vyjádřené v procentech obsahu vody neexponovaných semenáčků ukazují více než dvojnásobnou intenzitu vysychání kořenů v porovnání s nadzemními částmi (Obr. 1). Krytokořenné semenáčky měly výrazně vyšší podíl jemných kořenů v kořenových systémech v porovnání s prostokořennými (Tab. 1, čísla v závorkách u popisu variant na Obr. 1). Intenzita ztrát vody během expozice tím však nebyla ovlivněna.



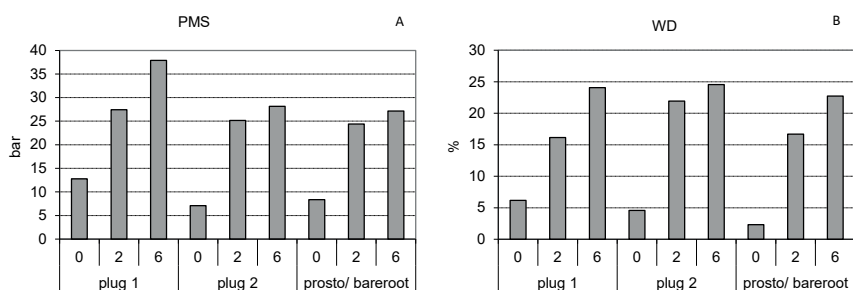
Obr. 1: Ztráty vody semenáčků břízy bělokoré vystavených vysychání (v % obsahu vody neexponovaných semenáčků); čísla v závorkách za typem semenáčků uvádějí podíl objemu jemných kořenů v kořenovém systému v procentech

Fig. 1: Water losses of white birch seedlings exposed to desiccation (in % of water content of unexposed seedlings); the numbers in parentheses after the seedling type indicate the percentage of fine roots in the root system

Z výsledků laboratorního hodnocení fyziologického stavu je patrné, že ztráty vody byly zřetelně indikovány měřenými znaky. Již po 2 hodinách expozice byly průměrné hodnoty PMS vyšší než 20 barů (Obr. 2A) a WD vyšší než 15 % (Obr. 2B). Na ztráty vody reagovala i relativní elektrická vodivost výluhů z jemných kořenů REL (Obr. 3). Zvýšení relativní vodivosti výluhů bylo výraznější u krytokořenných semenáčků (plug 1, plug 2).

Tab. 1: Morfologické znaky sadebního materiálu břízy bělokoré použitého v experimentech
 Table 1: Morphology of white birch seedlings used in experiments

Typ sadebního materiálu/ Type of planting material			Výška/ Height (cm) nadzemní část/ shoots (ml)	Průměr krčku/ Root collar diameter (mm) silné kořeny/ strong roots (ml)	Objem/Volume			Poměr objemu K/N/ volume ratio R/S	Podíl objemu jemných kořenů/ Proportion of the fine roots volume
					nadzemní část/ shoots (ml)	silné kořeny/ strong roots (ml)	jemné kořeny/ fine roots (ml)		
Plug 1	fv1+0	průměr	34,5	6,4	3,8	3,9	7,2	3,0	64,8
		Sx	6,231	1,1	1,196	1,548	2,716	0,826	3,555
		počet	50	50,0	50	50	50	50	50
Plug 2	fv1+0	průměr	51,2	7,2	6,3	3,1	3,0	1,0	48,9
		Sx	8,199	0,9	1,563	1,087	1,040	0,266	7,738
		počet	100	100,0	100	100	100	100	100
Prosto-kořený/ bare-rooted	1+0	průměr	84,0	9,8	24,8	17,2	2,8	0,9	15,7
		Sx	22,910	2,7	20,401	11,191	1,337	0,312	6,207
		počet	100	100,0	100	100	100	100	100



Obr. 2: Vodní stres PMS (A) a vodní deficit WD (B) semenáčků břízy bělokoré vystavených vysychání

Fig. 2: Plant moisture stress PMS and water deficit of WD white birch seedlings exposed to desiccation

Analýzou variance byl prokázán významný vliv typu sadebního materiálu, doby expozice i jejich vzájemné interakce u všech hodnocených fyziologických znaků (Tab. 2).

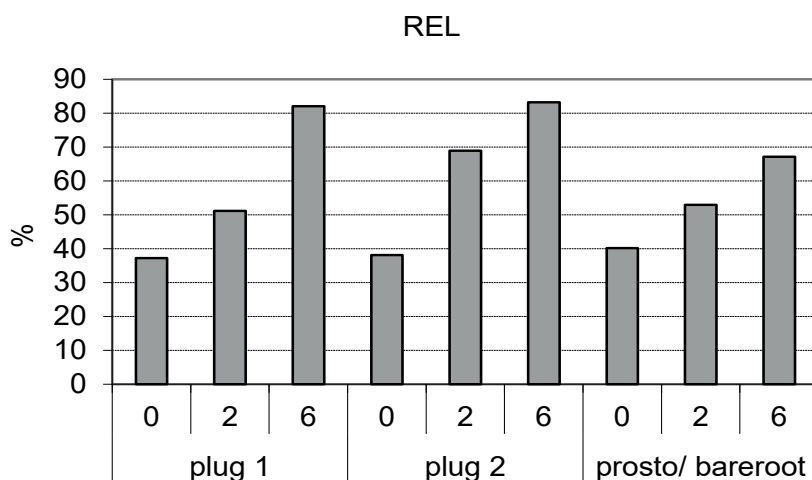
Výsledky potvrdily předpoklad, že semenáčky břízy bělokoré jsou citlivé k poškození vysycháním. Již dvouhodinová expozice znamenala velké ztráty v prvním roce po výsadbě. Sazenice buď zcela uschly, nebo zaschly jejich terminální výhony a sazenice tvořily náhradní výhony často až z bazální části kmínku (Obr. 4).

U přežívajících semenáčků byl expozicí před výsadbou významně ovlivněn i výškový a tloušťkový růst (Obr. 5). Vzhledem k tomu, že všechny semenáčky variant

Tab. 2: Vliv typu sadebního materiálu břízy bělokoré a doby vysychání na hodnocené fyziologické znaky podle hodnocení analýzou variance

Table 2: Influence of the type of white birch planting material and drying time on the evaluated physiological traits as assessed by analysis of variance

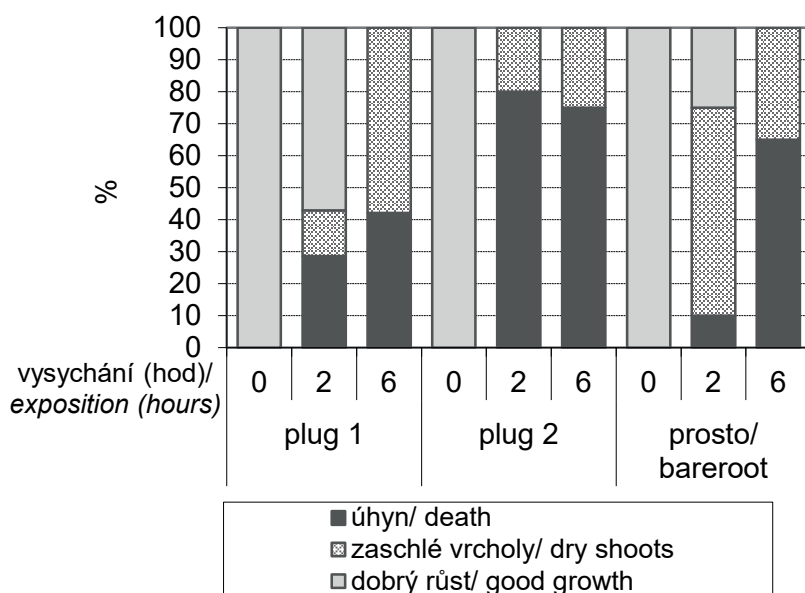
		SČ	Stupně	PČ	F	p
PMS	Abs. člen	86992,63	1	86992,63	3827,475	0,000000
	typ	1426,36	2	713,18	31,378	0,000000
	vysychání	15222,85	2	7611,42	334,885	0,000000
	typ*vysychání	432,33	4	108,08	4,755	0,001161
	Chyba	3863,84	170	22,73		
WD	Abs. člen	43066,94	1	43066,94	3165,613	0,000000
	typ	290,62	2	145,31	10,681	0,000043
	vysychání	12013,62	2	6006,81	441,527	0,000000
	typ*vysychání	303,70	4	75,93	5,581	0,000302
	Chyba	2326,39	171	13,60		
REL	Abs. člen	603376,9	1	603376,9	8358,789	0,000000
	typ	3090,0	2	1545,0	21,404	0,000000
	vysychání	45539,2	2	22769,6	315,435	0,000000
	typ*vysychání	4010,8	4	1002,7	13,891	0,000000
	Chyba	12343,6	171	72,2		



Obr. 3: Relativní elektrická vodivost výluhů z jemných kořenů REL semenáčků břízy bělokoré vystavených vysychání

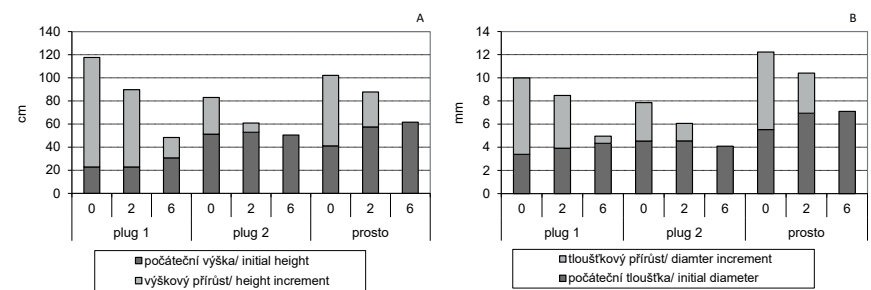
Fig. 3: Fine root electrolyte leakage REL of white birch seedlings exposed to desiccation

plug 2 a prosto exponované po 6 hodin buď uhynuly, nebo vytvořily náhradní výhony z bazálních částí kmínků, nebyl u nich v prvním roce po výsadbě zaznamenán žádný výškový nebo tloušťkový přírůst.



Obr. 4: Četnost semenáčků břízy bělokore uhynulých nebo s různou kvalitou růstu v prvním roce po výsadbě

Fig. 4: Relative number of white birch seedlings dead or with different quality of growth in the first year after planting



Obr. 5: Výškový (A) a tloušťkový (B) růst semenáčků břízy bělokore v prvním roce po výsadbě

Fig. 5: Height and thickness growth of white birch seedlings in the first year after planting

DISKUSE

V průběhu vystavení semenáčků záměrnému vysychání byla u všech hodnocených souborů pozorována intenzivní ztráta vody. Kořeny ztrácely za stejnou dobu až dvojnásobné množství vody v porovnání s bezlistými nadzemními částmi. Po 6 hodinách vysychání dosahovala ztráta vody z kořenů semenáčků břízy až 35 % z počátečního obsahu vody neexponovaných rostlin. V porovnání s jinými druhy dřevin jsou tyto ztráty vysoké. Za stejnou dobu expozice byly u sadovního materiálu buku lesního, dubu zimního a javoru klenu zjištěny ztráty vody nepřesahující 15 % počátečního obsahu vody (MARTINCOVÁ nepublikováno).

Intenzivním ztrátám vody odpovídal vývoj po výsadbě, kdy všechny semenáčky exponované po 6 hodin uhynuly nebo u nich byla po zaschnutí výhonů pozorována obnova růstu z bazálních částí kmínků (viz Obr. 4). Odpovídá to obecným poznatkům, že vysychání nechráněných kořenů, je jedním z nejvýraznějších stresů působících poškození sazenic (LANDIS et al. 2010).

Řada autorů popisuje rozdíly v citlivosti k vysychání mezi různými druhy listnatých dřevin (INSLEY 1979, MCKAY et al. 1999). Bříza se jevila jako citlivější ke ztrátám vody v porovnání například s dubem a jasanem (MCKAY et al. 1999). Někteří autoři vztahují rozdíly v ujímavosti mezi různými druhy dřevin k intenzitě, kterou sazenice ztrácely vodu (INSLEY 1979). Jiní pozorovali rozdíly v ujímavosti po výsadbě i v případech, kdy sledované druhy dřevin ztrácely vodu se stejnou intenzitou (MURAKAMI et al. 1990). Rozdíly v intenzitě ztrát vody mohou být ovlivněny podílem jemných kořenů v kořenovém systému, protože jemné kořeny ztrácejí vodu rychleji kvůli větší povrchové ploše (MURAKAMI et al. 1990, MCKAY et al. 1999). Rychlost ztrát vody však může být určována i fyziologickými reakcemi (INSLEY, BUCKLEY 1985). V našich pokusech nebyla intenzita ztrát vody ovlivněna podílem objemu jemných kořenů, protože sledované soubory se lišily strukturou kořenových systémů, ale rozdíly v intenzitě vysychání mezi nimi byly malé (viz Obr. 1).

Narušení fyziologického stavu semenáčků břízy vystavených záměrnému vysychání se projevilo výraznými změnami měřených fyziologických charakteristik - PMS, WD a REL. Za vysoký vodní stres signalizující vážné poškození rostlin jsou považovány hodnoty PMS vyšší než 20 nebo 25 barů (RITCHIE, LANDIS 2005), jsou však druhově specifické. U buku lesního a dubu zimního v našich pokusech byly vysoké ztráty po výsadbě indikovány až hodnotami vyššími než 40 barů (LEUGNER et al. 2019). Redukci ujímavosti a růstu po výsadbě indikovaly i vysoké hodnoty REL, které již po 2 hodinách přesahovaly 50 % a s prodlužující se dobou expozice se dále zvyšovaly. Podobný trend a hodnoty REL indikující zhoršení ujímavosti u břízy v souvislosti s vysycháním uvádějí i MCKAY et al. (1999).

ZÁVĚR

Semenáčky břízy bělokoré vypěstované běžnými školkařskými postupy mají předpoklady pro dobrou ujímavost a růst po výsadbě. V experimentu byla pozitivně ověřena možnost použití také prostokořenného sadebního materiálu břízy. V porovnání s jinými listnatými druhy dřevin však je citlivější na vystavení kořenů vysychání. Při nesprávné manipulaci rychle ztrácejí vodu. Po výsadbě pak značná část rostlin uhynie nebo obráží z bazálních částí kmínku po zaschnutí původních výhonů.

Při hodnocení fyziologického stavu prostokořenných i křtykořenných semenáčků se jako indikátory narušení kvality ukázaly hodnoty vodního stresu vyšší než 20 barů, vodní deficit WD vyšší než 15 % a relativní elektrická vodivost výluhů z jemných kořenů REL vyšší než 50 %.

Použité metody (PMS, WD a REL) se ukázaly jako vhodné a využitelné v provozní praxi při testování fyziologické kvality sadebního materiálu.

PODĚKOVÁNÍ

Výsledek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství, institucionální podpora MZE-RO0118.

LITERATURA

- INSLEY H. 1979. Damage to broadleaved seedlings by desiccation. *Arboriculture Research Note* 8: 4.
- INSLEY H., BUCKLEY, G.P. 1985. The influence of desiccation and root pruning on the survival and growth of broadleaved seedlings. *Journal of Horticultural Science*, 60: 377–387.
- LANDIS T.D., DUMROESE R.K., HAASE D.L. 2010. *The Container Tree Nursery Manual. Volume 7: Seedling processing, storage, and outplanting*. Dostupné na: <http://www.rngr.net/publications/ctnm/volume-7>.
- LEUGNER J., MARTINCOVÁ J., ERBANOVA E. 2019. Vliv skladování a vysychání na fyziologickou kvalitu sadebního materiálu buku lesního a dubu zimního. In: *Pěstování lesů ve střední Evropě. Sborník vědeckých prací u příležitosti 20. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy a 100 let založení Mendelovy univerzity v Brně*. Brno, 3.–5.9.2019. Ed. K. Houšková, D. Jan. Brno, Mendelova univerzita v Brně 2019: 102–108. *Proceedings of Central European Silviculture* [Vol. 9].
- MARTINCOVÁ J., LEUGNER J. 2020. Vyhodnocení odolnosti k vysychání základních přípravných dřevin – břízy a osiky. *Zprávy lesnického výzkumu*, 65, 3: 190–196.
- McKAY H.M., JINKS R.L., McEVOY C. 1999. The effect of desiccation and rough-handling on the survival and early growth of ash, beech, birch and oak seedlings. *Forest Science*, 56: 391–402.
- MURAKAMI P., CHEN T.H.H., FUCHIGAMI L.H. 1990. Desiccation tolerance of deciduous plants during postharvest handling. *Journal of Environmental Horticulture*, 8: 22–25.
- RITCHIE G.A., LANDIS T.D. 2005. Seedling quality tests: plant moisture stress. *Forest Nursery Notes*, Summer 2005. Portland, Oregon (USA), USDA Forest Service Cooperative Forestry: 6–12.
- RITCHIE G.A., LANDIS T.D. 2006. Seedling quality tests: root electrolyte leakage. *Forest Nursery Notes*, Winter 2006. Portland, Oregon (USA), USDA Forest Service Cooperative Forestry: 6–10.

ÚČINOK APLIKÁCIE HYDROABSORBENTA A EKTOMYKORÍZNEHO BIOPREPARÁTU NA VÝVOJ SADENÍC SMREKA OBYČAJNÉHO V PODMIENKACH SIMULOVANÉHO STRESU ZO SUCHA

EFFECT OF HYDROABSORBENT AND ECTOMYCORRHIZAL ADDITIVE APPLICATION ON THE DEVELOPMENT OF NORWAY SPRUCE SEEDLINGS UNDER SIMULATED DROUGHT STRESS

IVAN REPÁČ¹, MARTIN BELKO^{2*}, JAROSLAV KMEŤ³, MARTIN SLÁVIK²

¹Katedra pestovania lesa, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 96001 Zvolen, SK

²Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 22, 96001 Zvolen, SK

³Katedra integrovanej ochrany lesa a krajiny, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 96001 Zvolen, SK

*corresponding author: martin.belko@nlcsk.org

ABSTRACT

More frequent occurrence of drought periods in the beginning as well as during growing season put considerable attention on investigation of technologies with ability to mitigate negative impact of water shortage on outplanted seedling. The aim of this study was to assess the effect of application of commercial ectomycorrhizal additive Ectovit and hydroabsorbent Agrisorb on the development of 1+1 container spruce seedlings exposed to different water availability levels in nursery. Regardless of the applied additive, seedlings reached a relatively low survival, that did not exceed 65% for seedlings with easily available water level, 37% for seedlings with poorly available water level and 46% for seedlings with easily available water level interrupted by periods with unavailable water (drought periods). All seedlings exposed to unavailable water level (no water supply at all) dried out. In spite of increased root dry mass of seedlings treated by hydroabsorbent, a more complex effect neither of the hydroabsorbent nor ectomycorrhizal additive application on the development of Norway spruce seedlings exposed to different water availability levels was found.

Keywords: hydrogel, ectomycorrhizal inoculation, water availability, Norway spruce, seedlings

ABSTRAKT

Problematike zmiernenia stresu z nedostatku vlhky, ktorému je sadbový materiál vystavený najmä v období po výsadbe sa s ohľadom na čoraz častejší výskyt vlhového deficitu na začiatku, ako aj počas vegetačného obdobia naďalej venuje značná pozornosť. Cieľom tohto príspevku bolo posúdiť účinok aplikácie komerčného

ektomykorízneho biopreparátu Ectovit a hydroabsorbentu Agrisorb na vývoj dvojročných krytokorenných sadeníc smreka vystavených rôznym úrovniam vlhovej dostupnosti v kontrolovaných podmienkach lesnej škôlky. Bez ohľadu na aplikovaný prípravok dosiahli sadenice na konci experimentu pomerne nízke prežítie, ktoré pri sadenicach s ľahko dostupnou vlhcou nepresiahlo 65 %, pri sadenicach s ťažšie dostupnou vlhcou 37 % a 46 % pri sadenicach s ľahko dostupnou vlhcou krátkodobo prerušovanou obdobiami nedostupnej vlhky (periódy sucha). Všetky sadenice vystavené nedostupnej úrovni vlhky (bez závlahy) vyschli. Napriek mierne zvýšenej hmotnosti sušiny koreňov sadeníc ošetrovaných hydroabsorbentom, nebol výraznejší komplexný účinok hydroabsorbenta rovnako ani ektomykorízneho biopreparátu na vývoj dvojročných semenáčikov smreka obyčajného vystavených rôznym úrovniam vlhovej dostupnosti jednoznačne preukázaný.

Kľúčová slova: hydrogel, ektomykorízna inokulácia, vlhková dostupnosť, smrek obyčajný, sadenice

Úvod

Aj napriek klesajúcemu zastúpeniu smreka obyčajného v lesoch Slovenska v dôsledku synergického pôsobenia viacerých faktorov, sa s výskytom tejto autochtónnej dreviny na vhodných stanovištiach uvažuje aj v budúcnosti (SARVAŠ et al. 2010). Smrek obyčajný je súčasne s počtom viac ako 3 milióny ks vysadených sadeníc, druhou najčastejšie umelo obnovovanou drevinou v rámci Lesov SR š.p., najväčšieho obhospodarovateľa lesných pozemkov v SR (BRUCHÁNIK 2020). Popri všeobecne uvádzanej nižšej tolerancii smreka obyčajného v porovnaní s inými hospodársky významnými drevinami na stres zo sucha (MODRZÍNSKI 2007), je v dôsledku prejavov klimatickej zmeny v súčasnom období sadbový materiál lesných drevín po výsadbe čoraz častejšie vystavovaný vlhovému deficitu (JURÍK, KALETOVÁ 2019). Problematike zabezpečenia dostatočného množstva dostupnej vody v období po výsadbe je tak aj naďalej venovaná značná pozornosť (CROUS 2016; KARLIČÍČ et al. 2016).

Jednou z najúčinnějších technológií sa v tomto smere ukázala aplikácia hydroabsorbentov aplikovaných priamo na koreňový systém alebo primiešaných do substrátu/pôdy (CROUS 2016). Hydroabsorbenty majú v základnom stave podobu bielych granúl s veľkosťou 0,1–4,0 mm (SLOAN 1994). Granule hydroabsorbentov sú tvorené kopolymérmi akrylových kyselín a akrylamidmi čiastočne neutralizovanými sodnými alebo draselnými soľami schopnými viazať značné množstvo vody (viac ako 100-násobok vlastnej hmotnosti) (BHARDWAJ et al. 2007; LANDIS, HAASE 2012). V prirodzenom prostredí dochádza postupne k degradácii štruktúry hydroabsorbentu počas 2 až 3 rokov. Na druhej strane absorpcia roztoku s vysokou koncentráciou solí predovšetkým Ca^{2+} a Mg^{2+} výrazne poškodzuje až znefunkčňuje štruktúru hydroabsorbentu, ktorá v prípade aplikácie na korene môže prijem vody v dôsledku zmrštenia a straty kontaktu s pôdou paradoxne výrazne znížiť (BOWMAN et al. 1990; MIKKELSEN 1994).

Prirodzenejším spôsobom zvýšenia tolerancie na stres zo sucha môže byť okrem aplikácie hydroabsorbentov inokulácia sadbového materiálu ektomykoríznymi (EKM) hubami (REPÁČ 2011). Hospodárenie s vodou ovplyvňuje EKM symbióza (typ mykorrhíznej symbiomy na koreňoch lesných drevín) najmä prostredníctvom

efektívnejšieho príjmu živín, ktoré sa v pôde často vyskytujú v neprístupných formách (MARJANOVIĆ, NEHLS 2008). Drevina pri ich príjme nemusí vďaka EKM vynakladať toľko energie na udržiavanie transpiračného prúdu nevyhnutného pre zabezpečenie gradientu vodného potenciálu v koreňoch (MARJANOVIĆ, NEHLS 2008). Okrem toho hýfy EKM húb mnohonásobne zväčšujú absorpčný povrch koreňov a zároveň sú schopné v porovnaní s koreňovými vláskami absorbovať vodu pri omnoho nižších vodných potenciáloch (PEREZ-MORENO, READ 2000). V súčasnosti je známych viac ako 5 000 druhov húb schopných vytvárať s koreňmi drevín EKM symbiózu, ale len u niekoľkých z nich bol doteraz preukázaný pozitívny vplyv na schopnosť dreviny znášať sucho (PIGOTT 1982).

Vzhľadom na značnú nepredvídateľnosť faktorov prostredia ovplyvňujúcich úspech založenia kultúry lesných drevín v podmienkach výsadbových plôch (napr. konkurenčná vegetácia, zver, mikroklima stanoviska), nemusí byť prisúdenie účinku aplikovaného prípravku aj napriek snahe o elimináciu pôsobenia ostatných faktorov prostredia dostatočne spoľahlivé (REPÁČ, VENCÚRIK 2015). Na druhej strane experimenty v kontrolovaných podmienkach s možnosťou simulácie rôznych scenárov vytvárajú predpoklady pre omnoho jednoznačnejšie posúdenie vplyvu testovaných technológií. Cieľom tohto príspevku bolo posúdiť účinok aplikácie EKM biopreparátu a hydroabsorbenta na vývoj sadeníc smreka v podmienkach simulovaného nedostatku vlhky rôznej intenzity.

MATERIÁL A METODIKA

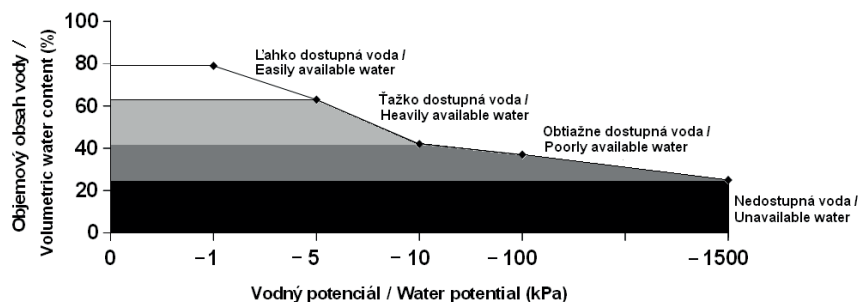
Založenie a usporiadanie experimentu

Jednoročné voľnokorenné semenáčky smreka obyčajného boli preškôlkované a pestované v plastových nádobách (objem 3 l) naplnených rašelinovým substrátom pod fóliovým prístreškom (počas vegetačného obdobia 2019). Semenáčky boli vystavené rôznym úrovňam nedostupnosti vlhky udržiavaným prostredníctvom závlahy:

- i) Ľahko dostupná vlaha (LDV) (objemový obsah vody udržiavaný v rozpätí 70–80 %)
- ii) Obtiažne dostupná vlaha (ODV) (objemový obsah vody udržiavaný v rozpätí 40–50 %)
- iii) Ľahko dostupná vlaha krátkodobu prerušovaná obdobiami nedostupnej vlhky (L/NDV) (po dosiahnutí objemového obsahu vody 21 % doplnenie obsahu vody na 70–80 %)
- iv) Nedostupná vlaha (NV) (objemový obsah vody 21 % zodpovedajúci bodu vädnutia bol dosiahnutý v priebehu 8. týždňa po škôlkovaní)

V rámci každej zo simulovaných úrovní nedostupnosti vlhky bol k 20 semenáčikom aplikovaný EKM biopreparát Ectovit (Symbiom, Lanškroun, Czech Republic), hydroabsorbent Agrisorb (Evonik Nutrition & Care GmbH, Essen, Germany) a semenáčky bez aplikovaného prípravku reprezentovali kontrolu. Experiment bol založený v znáhodnených blokoch tvorených 12 samostatnými kombináciami (4 úrovne vlhkového nedostatku $\times$ 3 prípravky) v trojnásobnom opakovaní.

V momente výsadby dosahoval objemový obsah vody v rašelinovom substráte 70–80 %. Objemový obsah vody pre každú zo simulovaných úrovní vlhovej nedostupnosti bol odvodený z vlhkostných retenčných kriviek (pF-krivky) (Obr. 1).



Obr. 1: Vlhkostná retenčná krivka substrátu, v ktorom boli krytokorenné sadenice smreka obyčajného (1+1) po preškôlkovaní vystavené rôznym úrovňam dostupnej vlhky a kategórie vody podľa dostupnosti charakterizované vodným potenciálom v kPa podľa DUBSKÝ et al. (2013)

Fig. 1: Water retention curve of the substrate used for outplanting of 1+1 container Norway spruce seedlings exposed to different water availability levels and categories of available water determined by water potential in kPa according to DUBSKÝ et al. (2013)

Tri Kopeckého valčeky (výška 5,3 cm; priemer 4,6 cm) boli naplnené rašelinovým substrátom. Po saturácii vzoriek na pieskovom podklade (24 h) kapilárnou vztlínosťou, tieto boli zvážené a umiestnené do pretlakovej nádoby. Vlhkostné retenčné krivky boli zostrojené pre vodné potenciály -1, -5, -10, -100 a -1 500 kPa. Pri dosiahnutí každej zo stanovených hodnôt vodného potenciálu, boli vzorky substrátu zvážené. Po dosiahnutí -1 500 kPa, boli vzorky vysušené a pre každý zo stanovených vodných potenciálov bol vypočítaný objemový obsah vody prostredníctvom gravimetrickej metódy. Vodný potenciál v rozpätí -1 až -5 kPa (kontajnerová kapacita) poskytuje dostatočné množstvo ľahko dostupnej vody, hodnota -1 500 kPa (bod vädnutia) je považovaná za hranicu, kedy je voda v pôde pre rastlinu už nedostupná (DUBSKÝ et al. 2013).

Substrát použitý v experimente bol tvorený zmesou bielej (80 %, vlákna 0-20 mm) a tmavej rašeliny (20 %, 0–10 mm) s prídavkom práškoveho hnojiva PG Mix 1,9 kg m⁻³ (Yara International, Oslo, Norway), zvlhčovadla Fibazorb 0,1 l m⁻³ (Turftech International Ltd, Preston, United Kingdom) a stimulátora zakoreňovania Bioroot 200 ml m⁻³ (Desarrollos Agroquímicos S.A., Lleida, Spain).

Komerčné prípravky

Komerčný EKM biopreparát Ectovit obsahuje samostatne zabalené a oddelené mycélium troch druhov EKM húb (*Amanita rubescens*, *Pisolithus arrhizus*, *Paxillus involutus*) a spóry dvoch druhov EKM húb (*Pisolithus involutus*, *Scleroderma citrinum*) v rašelinovom nosiči spolu s látkami podporujúcimi tvorbu EKM (humáty, minerály, výťažky z morských organizmov). Ectovit bol aplikovaný vo

forme zmesi, ktorá vznikla zmiešaním zložiek EKM biopreparátu a rašelinového substrátu v pomere 1:6 (v:v) umiestnenej do priestoru koreňového systému v čase výsadby (100 ml zmesi na 1 semenáčik). Hydroabsorbent Agrisorb je tvorený kopolymérom akrylovej kyseliny čiastočne neutralizovanej draselnými soľami, ktorý má podobu bielych granúl (0,2–1,0 mm). Jeden gram hydroabsorbentu Agrisorb viaže 250–300 ml vody. Agrisorb bol aplikovaný na korene semenáčikov v čase výsadby vo forme gélu, ktorý vznikol zmiešaním granúl hydroabsorbentu s vodou v pomere 1:100 (v:v).

Sadbový materiál

Jednoročné voľnokorenné semenáčky smreka obyčajného boli vypestované v škôlke Škôlkarského strediska Oravská priehrada (Lokca; 49°22'20"N, 19°24'18"E) štátneho podniku Lesy SR š.p. štandardnými postupmi na záhone s minerálnou pôdou. Výsevu semena (10.4.2018) predchádzala aplikácia fungicídu a zapracovanie hnojiva Cererit (8 % N, 13 % P, 11 % K, 2 % Mg; 30 g m⁻²) do hornej vrstvy (10 cm) minerálnej pôdy. Po vzídení a následne počas vegetačného obdobia boli semenáčky pravidelne zavlažované a hnojené (Kristalon, NPK 19-6-20 % + 3 % Mg). V prípade potreby bola mechanicky odstraňovaná burina. Po skončení vegetačného obdobia boli semenáčky ponechané na záhone a vyzdvihnuté nasledujúcu jar 7 dní pred škôlkovaním do obalov. V čase výsadby dosiahla priemerná výška semenáčikov 8,5±2,4 cm, hrúbka 1,2±0,1 mm, hmotnosť nadzemnej časti 87±1 mg, koreňového systému 85±10 mg, rozsah mykorrhizácie koreňového systému prevyšoval 90 %.

Hodnotenie sadeníc

Prežívanie bolo hodnotené na konci vegetačného obdobia (október) ako percento počtu živých z počtu vysadených semenáčikov. Rastové parametre výška nadzemnej časti (výška), hrúbka v koreňovom krčku (hrúbka) a hmotnosť sušiny ihličia, nadzemnej časti a koreňového systému (48 h, 80 °C) boli hodnotené v rámci každej kombinácie simulovanej úrovne nedostupnosti vlhky × prípravku na desiatich semenáčikoch. Ak prežilo menej ako 10 semenáčikov, rastové parametre boli hodnotené na všetkých prežitých semenáčikoch. Pred vysušením boli z koreňového systému vyzdvihnutých semenáčikov odobrané vzorky jemných koreňov (9 × 3 cm; spolu 27 cm na jednom semenáčiku). S použitím mikrolupy (Zeiss, Stemi, Göttingen, Germany) bola na jemných koreňoch vizuálne stanovená početnosť krátkych korienkov a posúdená kolonizácia EKM hubami, ako aj prítomnosť špecifických morfolotypov potenciálne tvorených EKM hubami obsiahnutými v EKM biopreparáte. Početnosť krátkych korienkov bola vyjadrená ako počet krátkych korienkov na 1 cm dĺžky jemných koreňov (ks cm⁻¹). EKM kolonizácia bola vyjadrená ako podiel EKM z celkového počtu krátkych korienkov (%). Krátke korienky boli klasifikované ako EKM na základe vizuálneho posúdenia morfológických znakov najmä mierneho zhrubnutia, hladkého povrchu, prítomnosti hýf a Hartigovej siete (AGERER, RAMBOLD 2004–2019). V druhej polovici augusta bola na 10 semenáčikoch v rámci každej kombinácie simulovanej úrovne nedostupnej vlhky × variantu zameraná (2 merania na jednom semenáčiku) fluorescencia chlorofylu prenosným fluorimetrom Handy Pea+ (Hansatech Ltd, Kings Lynn, UK). Meranie sa usu-

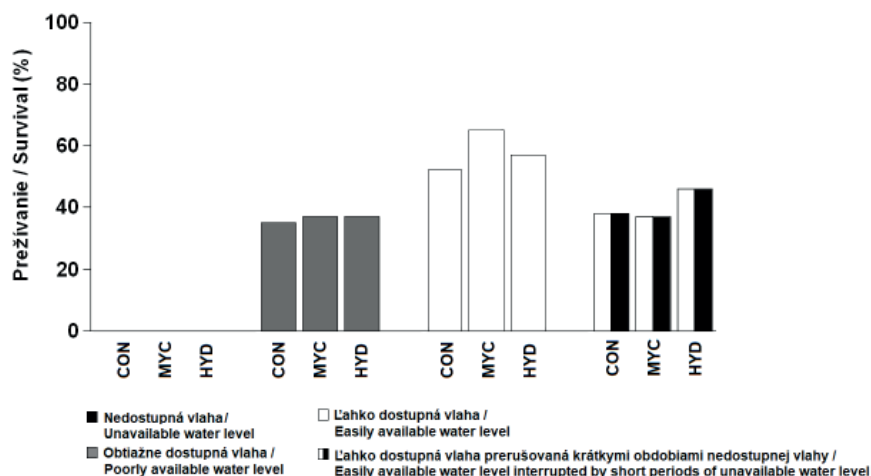
točnilo po 30-minútovej dobe adaptácie ihličia na tmu na vzorkách asimilačného aparátu, pri intenzite saturačného svetla $2\ 100\ \mu\text{mol m}^{-2}\ \text{s}^{-1}$ a 1 sekundovom intervale zaznamenávania údajov. Zo zaznamenaných údajov boli automaticky vypočítané parametre pomalej kinetiky fluorescence chlorofylu a: F0 (minimálna fluorescence – všetky reakčné centrá sú otvorené), Fm (maximálna fluorescence – všetky reakčné centrá sú zatvorené), Fv = Fm - F0 (variabilná fluorescence) a Fv/Fm (maximálna fotochemická efektívnosť fotosystému II).

Rastové parametre, parametre krátkych korieňkov a fluorescence chlorofylu boli analyzované dvojfaktorovou analýzou variancie (faktory simulovaná úroveň nedostupnej vlhky a prípravok). Významnosť rozdielov bola následne medzi porovnávanými variantmi posúdená Tuckeyovým testom ($p \leq 0,05$) v programe SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Normalita rozdelenia dát bola overená v rámci porovnávaných skupín prostredníctvom Shapiro-Wilk testu v programe STATISTICA 12 (StatSoft, Inc., Tulsa USA).

VÝSLEDKY

Prežívanie

Vysadené sadenice smreka sa počas trvania experimentu vyznačovali výraznou mortalitou. Bez ohľadu na aplikovaný prípravok, všetky NV sadenice odumreli, prežívanie LDV sadeníc dosiahlo v priemere 58 %, vo variante s ODV 36 % a L NDV 40 % (Obr. 2). Výraznejšie rozdiely v prežívaní, medzi neošetrenými a EKM biopreparátom Ectovit alebo hydroabsorbentom Agrisorb ošetrovanými sa-



Obr. 2: Prežívanie krytokorenných sadeníc smreka obyčajného (1+1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlhky, na konci vegetačného obdobia; semenáčky boli pred výsadbou ošetrované EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčky slúžili ako kontrola (CON)

Fig. 2: Survival of 1+1 container Norway spruce seedlings exposed to different water availability levels, in the end of the growing season; concurrently with transplanting to containers seedlings were treated either by ECM biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON)

denicami v rámci simulovaných úrovní nedostupnej vlhky boli zaznamenané pri LDV a L/NDV. Na konci experimentu dosiahli sadenice s pridaným EKM biopreparátom Ectovit o 13 % vyššie prežívanie ako kontrolné sadenice vo variante LDV, vo variante s L/NDV zase dosiahli o 8 % lepšie prežívanie ako kontrola sadenice ošetrované hydroabsorbentom Agrisorb (Obr. 2).

Rast

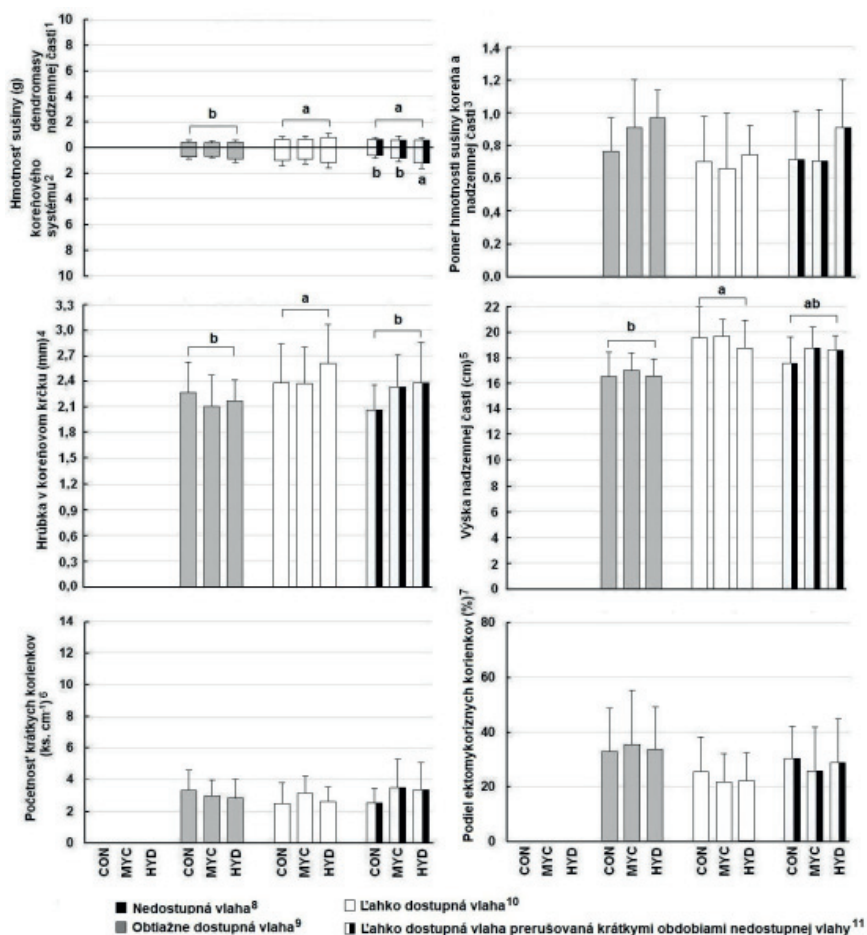
Vzhľadom na úplné odumretie NV sadeníc počas vegetačného obdobia, tieto neboli po jeho skončení vyzdvihnuté a hodnotené. Rast sadeníc smreka bol štatisticky významne ovplyvnený predovšetkým úrovňou simulovanej nedostupnosti vlhky (Tab. 1). Významné rozdiely boli zaznamenané najmä v raste nadzemnej časti, rast koreňového systému nebol simulovanou úrovňou vlhovej nedostupnosti štatisticky významne ovplyvnený (Tab. 1). Nadzemná časť LDV sadeníc dosiahla v porovna-

Tab. 1: Analýza variancie (F a p hodnoty) vplyvu simulovanej úrovne vlhovej nedostupnosti, prípravku (EKM biopreparát, hydroabsorbent) a ich interakcie na rast, fluorescenciu chlorofylu a parametre krátkych koreňov krytokorenných sadeníc smreka obyčajného (1+k1) v lesnej škôlke

Table 1: Analysis of variance (F and p values) of the effects of simulated water availability level, additive (ECM biopreparate, hydroabsorbent) and their interaction on the growth, chlorophyll fluorescence and short root parameters of 1+1 container Norway spruce seedlings in the nursery trial

Faktor ¹	Rastové parametre ²												
	Hrúbka ³		Výška ⁴		Hmotnosť sušiny dendromasy nadzemnej časti ⁵		Hmotnosť sušiny koreňov ⁶		Pomer hmotnosti sušiny koreňa a dendromasy nadzemnej časti ⁷				
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p			
Vlahová nedostupnosť ⁸	66,1	0,001	16,8	0,011	18,6	0,009	2,8	0,170	5,9	0,063			
Prípravok ⁹	2,9	0,165	0,6	0,554	0,3	0,755	4,8	0,085	1,8	0,280			
Vlahová nedostupnosť × Prípravok	1,1	0,409	1,8	0,223	0,9	0,511	4,6	0,031	1,4	0,313			
Fluorescencia chlorofylu ¹⁰										Krátke koreňky ¹¹			
										Početnosť krátkych koreňkov ¹²		Podiel mykorizných koreňkov ¹³	
Vlahová nedostupnosť ⁸	0,6	0,606	6,4	0,057	9,7	0,024	22,1	0,007	0,5	0,671	3,1	0,153	
Prípravok ⁹	1,3	0,375	2,6	0,188	2,9	0,161	4,6	0,091	0,4	0,671	0,3	0,744	
Vlahová nedostupnosť × Prípravok	0,9	0,476	1,0	0,451	0,9	0,472	0,3	0,842	2,8	0,099	0,1	0,971	

Notes: ¹Effect, ²Growth, ³Diameter, ⁴Height, ⁵Dry mass of aboveground part, ⁶Dry mass of roots, ⁷Ratio of dry mass of roots and aboveground part, ⁸Water availability level, ⁹Additive, ¹⁰Chlorophyll fluorescence, ¹¹Short roots, ¹²Frequency of short roots, ¹³Ratio of ectomycorrhizal short roots



Obr. 3: Priemerné hodnoty ± smerodajné odchýlky rastových parametrov, početnosti krátkych koreňov a podielu ektomykoríznych koreňov krytokorenných sadeníc smreka obyčajného (1+1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlaha; semenáčky boli pred výsadbou ošetrené EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčky slúžili ako kontrola (CON); medzi variantmi označenými rovnakým písmenom alebo bez písmena nie je štatisticky významný rozdiel ($p < 0,05$)

Fig. 3: Mean values ± standard deviations of growth parameters, short root frequency and ratio of ectomycorrhizal short roots of 1+1 container Norway spruce seedlings exposed to different water availability levels; concurrently with transplanting to containers, seedlings were treated either by ectomycorrhizal biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON); treatment means without letter or followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$)

Notes: ¹Dry mass of aboveground part, ²Dry mass of roots, ³Ratio of dry mass of roots to aboveground part, ⁴Root collar diameter, ⁵Stem height, ⁶Frequency of short roots, ⁷Ratio of ectomycorrhizal short roots, ⁸Unavailable water level, ⁹Poorly available water level, ¹⁰Easily available water level, ¹¹Easily available water level interrupted by short periods of unavailable water level

ní s nadzemnou časťou sadeníc vystavených intenzívnejšej úrovni vlhovej nedostupnosti štatisticky významne vyššie hodnoty takmer všetkých hodnotených parametrov, ale najmä hrúbky, výšky a hmotnosti sušiny dendromasy (Obr. 3). ODV mala v porovnaní s L/NDV významne nepriaznivejší vplyv na rast nadzemnej časti sadeníc. Sadenice ošetrené pred výsadbou hydroabsorbentom Agrisorb dosiahli mierne vyššiu hmotnosť sušiny koreňov, avšak štatistická významnosť týchto rozdielov bola preukázaná len pri L/NDV sadenicích. Účinok aplikácie EKM biopreparátu na rast sadeníc bol štatisticky nevýznamný (Tab. 1). Významné rozdiely v raste nadzemnej časti sadeníc vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlhky ovplyvnili čiastočne aj pomer hmotnosti koreňového systému a nadzemnej časti, predovšetkým pri ODV sadenicích, ktoré sa vyznačovali mierne vyššími hodnotami pomeru hmotnosti koreňa k hmotnosti nadzemnej časti (Obr. 3).

Krátke koreňky

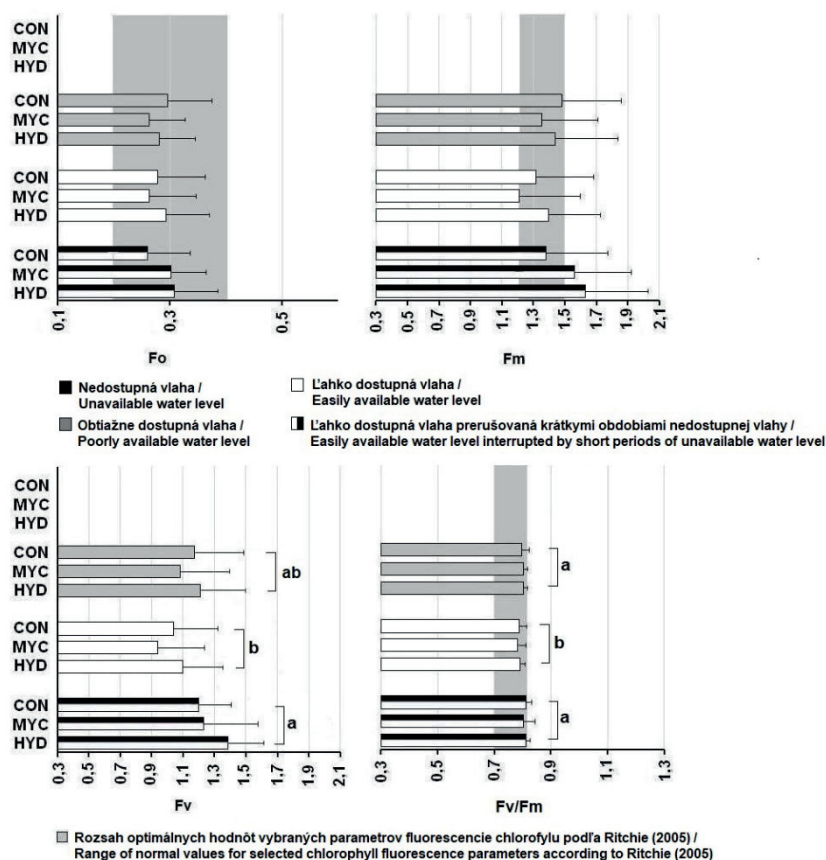
Počet krátkych koreňkov na 1 cm dĺžky jemných koreňov sa pohyboval v rozmedzí 2,48–3,47 ks cm⁻¹. Simulovaná úroveň nedostupnej vlhky rovnako ani aplikované prípravky nemali na početnosť krátkych koreňkov štatisticky významný vplyv (Tab. 1). Najvýraznejšie rozdiely v početnosti jemných koreňkov boli zaznamenané pri L/NDV, v rámci ktorej sa sadenice ošetrené prípravkami Ectovit a Agrisorb vyznačovali v priemere o 0,85 ks.cm⁻¹ vyššou početnosťou krátkych koreňkov ako kontrolné sadenice. Prevažná časť krátkych koreňkov pozorovaných na jemných koreňoch vyzdvihnutých sadeníc bola tvorená nemykoríznymi krátkymi koreňkami. Ektomykorízne krátke koreňky tvorili v priemere iba 1/3 všetkých krátkych koreňkov. Podiel ektomykoríznych koreňkov pozorovaných na vzorkách jemných koreňov nebol simulovanou úrovňou nedostupnej vlhky ani aplikovanými prípravkami štatisticky významne ovplyvnený. Napriek tomu rozsah EKM kolonizácie pozorovaný na vzorkách jemných koreňov nadobúdala pri sadenicích vystavených intenzívnejším úrovňam nedostupnej vlhky mierne vyššie hodnoty (Obr. 3). Vizualné posúdenie ektomykoríznych krátkych koreňkov neodhalilo prítomnosť špecifického morfológie pre žiadny z porovnávaných variantov. Celkovo bolo na jemných koreňoch pozorovaných 5 morfológií.

Fluorescencia chlorofylu

Simulovaná úroveň nedostupnej vlhky štatisticky významne ovplyvnila vybrané parametre fluorescence chlorofylu Fv, Fv/Fm sadeníc smreka (Tab. 1). Hodnoty parametrov Fv a Fv/Fm boli pri LDV sadenicích významne nižšie ako pri L/NDV sadenicích. Štatisticky významný vplyv aplikovaných prípravkov na parametre fluorescence chlorofylu nebol v čase merania pozorovaný pri žiadnej zo simulovaných úrovní nedostupnej vlhky, avšak v rámci L/NDV boli zaznamenané mierne rozdiely medzi sadenicami ošetrenými hydroabsorbentom, EKM biopreparátom a kontrolnými sadenicami, predovšetkým pri parametroch F0 a Fm (Obr. 4).

DISKUSIA

Hydroabsorbent rovnako ani EKM biopreparát aplikovaný v čase výsadby ku koreňovému systému jednoročných semenáčikov smreka obyčajného nemal v podmienkach rôznych úrovní vlhovej nedostupnosti simulovaných v našom



Obr. 4: Priemerné hodnoty $\pm$ smerodajné odchýlky vybraných parametrov fluorescence chlorofylu krytokorených sadeníc smreka obyčajného (1+k1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlhky; semenáčky boli pred výsadbou ošetrené EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčky slúžili ako kontrola (CON); medzi variantmi označenými rovnakým písmenom alebo bez písmena nie je štatisticky významný rozdiel ($p < 0,05$)

Fig. 4: Mean values $\pm$ standard deviations of selected chlorophyll fluorescence parameters of 1+1 container Norway spruce seedlings exposed to different water availability levels; concurrently with transplanting to containers, seedlings were treated either by mycorrhizal biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON); treatment means without letter or followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$)

experimente výraznejší komplexný vplyv na prežívanie. Množstvo vody zadržané hydroabsorbentmi podľa SLOANA (1992) síce postačuje na zmiernenie dopadov nedostatku vlhky, ale len v obmedzenom trvaní. ORIKIRIZA et al. (2013) pozoroval predĺženie životaschopnosti semenáčikov smreka po aplikácii hydrogelu do piesočnatej pôdy až o 66 dní, do hlinitej pôdy už len o 8 dní a do ílovitej pôdy o 17 dní. Pokiaľ nedostatok vlhky pretrvával dlhšie, rovnako ako v našom experimente, došlo k postupnému vyčerpaniu vody z molekúl hydroabsorbentu a následné-

mu úhynu. Okrem fyzikálnych vlastností pôdy ovplyvňuje účinok hydroabsorbentu demonštrovaný ORIKIRIZOM et al. (2013) taktiež prítomnosť solí rozpustených v pôdnom roztoku, spôsob aplikácie, aplikované množstvo, ako aj veľkosť granúl hydroabsorbentu (CROUS 2016).

V prípade EKM biopreparátu je jeho účinok determinovaný predovšetkým schopnosťou umelo vnesených EKM húb kolonizovať krátke korenenky sadbového materiálu s následnou tvorbou EKM, čo sa v našom experimente nepodarilo preukázať. Napriek tomu sú vzhľadom na ektotrofný status väčšiny hospodársky významných drevín prínosy EKM symbiôzy nespochybniteľné (NARA 2008). Zistenia MENKISA et al. (2007) zároveň naznačujú, že inokulácia sadbového materiálu umelo vnesenými druhmi EKM húb nemusí byť podobne ako v našom experimente, aj napriek ich zdokumentovanému výskytu na konkrétnej drevine vždy úspešná. Vznik EKM je totiž vždy výsledkom vzájomnej interakcie dreviny a huby v konkrétnych podmienkach prostredia. Prevažná väčšina prác dokumentujúcich pozitívne účinky inokulácie sadbového materiálu súvisela najmä s efektívnejším príjmom živín (MARJANOVIĆ, NEHLS 2008; MAKAROV 2018). Pri výsadbe do pestovateľských substrátov obohatených o rôzne komponenty môže táto okolnosť strácať mierne na význame (TRESEDER 2004; MAKAROV 2018). EKM symbiont totiž zabezpečuje svoj metabolizmus predovšetkým z produktov fotosyntézy partnerskej dreviny (GAVITO, OLSSON 2008), čo sa v podmienkach dostatočného množstva ľahko dostupných živín môže u sadbového materiálu prejaviť aj dočasným utlmením procesov spojených s tvorbou EKM symbiôzy (TRESEDER 2004; GAVITO, OLSSON 2008). Pomerne nízke prežívanie sadeníc smreka, ktoré na konci nášho experimentu nepresiahlo 65 % pri LDV sadenicích, 37 % pri ODV sadenicích, 46 % pri L/NDV sadenicích zároveň poukazuje na pravdepodobne nižšiu, zvlášť fyziologickú kvalitu použitých semenáčikov a v dôsledku toho na ich zníženú schopnosť využiť aj vlhkosť priaznivé podmienky prostredia a potenciálne stimulačné účinky aplikovaných komerčných prípravkov.

Sadenice smreka reagovali na simulovanú úroveň nedostupnej vlhky zmenami detekovanými predovšetkým v akumulácii biomasy nadzemnej časti, mierne rozdiely v hmotnosti koreňových systémov neboli štatisticky významné. V súlade so zisťovaniami BEIERA (1995) dosiahli v našom experimente najvyššie hodnoty charakteristík nadzemnej časti LDV semenáčiky. ODV mala v porovnaní s L/NDV na rast nadzemnej časti mierne nepriaznivejší vplyv. Rozdielny vplyv simulovanej úrovne nedostupnej vlhky na rast koreňov a nadzemnej časti bol pravdepodobne spôsobený tým, že sadenice využili všetku dostupnú vodu a energiu pre tvorbu nových koreňov a len v prípade nadbytku táto bola použitá aj pre rast nadzemnej časti GROSSNICKLE (2005). Táto okolnosť by mohla taktiež čiastočne vysvetľovať obdobný jav pri hydroabsorbentom ošetrovaných sadenicích, ktoré v rámci každej zo simulovaných úrovní nedostupnej vlhky podobne ako v experimente APOSTOLA et al. (2009) dosiahli vyššiu hmotnosť koreňového systému, avšak bez výraznejších rozdielov v raste nadzemnej časti. Na druhej strane pozitívny vplyv aplikácie hydroabsorbentu v rôznych podmienkach nielen na prežívanie, ale aj na rast nadzemnej časti sadbového materiálu drevín bol zdokumentovaný viacerými autormi (SARVAŠ 2003; CHIRINO et al. 2011; ORIKIRIZA et al. 2013).

Meranie fluorescencie chlorofylu vykonané koncom augusta odhalilo pri LDV sadenicích v porovnaní so sadenicami vystavenými ostatným úrovniam nedostupnej vlhky mierne nižšie hodnoty parametrov Fv a Fv/Fm. Avšak, bez ohľadu na simulovanú úroveň nedostupnej vlhky, dosiahli vybrané parametre fluorescencie chlorofylu pomerne vysoké hodnoty vypovedajúce o značnej plasticite fotochemických procesov v podmienkach simulovaného stresu zo sucha (AREND et al. 2013; COCOZZA et al. 2016; PFLUG et al. 2018). Podobné skúsenosti z hodnotenia fyziologickej reakcie na stres zo sucha zaznamenali pri smreku aj DITMAROVÁ et al. (2009); a PUKACKI, KAMINSKA-ROZEK (2005). Na druhej strane môžu byť vysoké hodnoty vybraných parametrov fluorescencie chlorofylu čiastočne aj dôsledkom lepšej schopnosti smreka obvyčajného znášať nedostatok vlhky, ako sa vo všeobecnosti uvádza (MODRZÍNSKI 2007).

ZÁVER

Naše výsledky potvrdili dôležitosť vlhovej dostupnosti na vývoj sadeníc smreka obvyčajného (1+k1). Pomerne nízke hodnoty prežívania, ktoré na konci experimentu bez ohľadu na aplikovaný prípravok nepresiahli 65 % pri LDV sadenicích, 37 % pri ODV sadenicích, 46 % pri L/NDV sadenicích a odumretie všetkých NV sadeníc zároveň poukazujú na menšiu mieru adaptability použitých semenáčikov na experimentálne podmienky prostredia. Aplikácia prípravkov nemala výraznejší vplyv na prežívanie a rast sadeníc. Avšak niektoré čiastkové výsledky, ako napríklad mierne lepšie prežívanie, ako aj vyššia hmotnosť koreňového systému sadeníc ošetrovaných hydroabsorbentom v rámci L/NDV naznačujú, že za určitých okolností môže mať aplikácia hydroabsorbenta pozitívny účinok na vývoj sadeníc. Nevýrazný účinok aplikácie EKM biopreparátu mohol byť spôsobený podmienkami prostredia nepriaznivými pre tvorbu ektomykoríz a/alebo nedostatočnou kompatibilitou v prípravku obsiahnutých EKM húb s použitým reprodukčným materiálom smreka obvyčajného.

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú vedúcemu ŠS Oravská priehrada Bc. M. Smolárovi a p. J. Povaľačovej za technické práce a Ing. M. Homolákovi, PhD. za pomoc pri stanovení retenčných vlastností substrátu. Práca vznikla s finančnou podporou projektu VEGA MŠVVaŠ SR a SAV č. 1/0567/21.

LITERATÚRA

- AGERER R., RAMBOLD G. 2004–2019. DEEMY – An information system for characterization and determination of ectomycorrhizae [online, cit. 2021-02-11]. Dostupné na: <http://www.deemy.de>
- APOSTOL K.G., JACOBS D.F., DUMROESE R.K. 2009. Root desiccation and drought stress responses of bareroot *Quercus rubra* seedlings treated with a hydrophilic polymer root dip. *Plant and Soil*, 315: 229–240.
- AREND M., BREM A., KUSTER T., GÜNTHARDT-GOERG M.S. 2013. Seasonal photosynthetic responses of European oaks to drought and elevated daytime temperature. *Plant Biology*, 15: 169–176.

- BEIER C., GUNDERSEN P., HANSEN K., RASMUSSEN L. 1995. Experimental manipulation of water and nutrient input to a Norway spruce plantation at Klosterheide, Denmark. *Plant and Soil*, 168/169: 613–622.
- BHARDWAJ A.K., SHAINBERG I., GOLDSTEIN D., WARRINGTON D.N., LEVY G.J. 2007. Water retention and hydraulic conductivity of cross-linked polyacrylamides in sandy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 406–412.
- BOWMAN D.C., EVANS R.Y., PAUL J.L. 1990. Fertilizer salts reduce hydration of polyacrylamide gels and affect physical properties of gel-amended container media. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 115: 382–386.
- BRUCHÁNIK R. 2020. Umelá obnova lesa v roku 2020. *Lesník*, 12: 6.
- COCOZZA C., MIGUEL M., PŠIDOVÁ E., DITMAROVÁ L., MARINO S., MAIURO L., ALVINO A., CZAJKOWSKI T., BOLTE A., TOGNETTI R. 2016. Variation in eco-physiological traits and drought tolerance of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings from different populations. *Frontiers in Plant Science*, 7: 886.
- CROUS J.W. 2016. Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 79: 197–213.
- DITMAROVÁ L., KURJAK D., PALMROTH S., KMEŤ J., STŘELCOVÁ K. 2009. Physiological responses of Norway spruce (*Picea abies*) seedlings to drought stress. *Tree Physiology*, 30: 205–213.
- DUBSKÝ M., ŠRÁMEK F., NÁROVEC V., NÁROVCOVÁ J. 2013. Požadavky na fyzikální a chemické vlastnosti organických pěstebních substrátů používaných při výrobě krytokořeného materiálu lesních dřevin. In: Draščík P., Skála V. (eds.) *Certifikace PEFC - trvale udržitelné hospodaření v lesích ČR. Krytokořený sadební materiál. Sborník referátů*. Praha, Česká lesnická společnost: 18–30.
- GAVITO M.E., OLSSON P.A. 2008. Foraging for resources in arbuscular mycorrhizal fungi: What is an obligate symbiont searching for and How is it done? In: Varma A. (ed.) *Mycorrhiza: State of the Art, Genetics and Molecular Biology, Eco-Function, Biotechnology, Eco-Physiology, Structure and Systematics*. Berlin, Springer: 73–111.
- GROSSNICKLE S.C. 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. *New Forests*, 30: 273–294.
- CHIRINO E., VILAGROSA A., VALLEJO V.R. 2011. Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration. *Plant and Soil*, 344: 99–110.
- JURÍK L., KALETOVÁ T. 2019. Drought as stress for plants, irrigation and climatic changes. In: Negm A.M., Zeleňáková M. (eds.) *Water resources in Slovakia: Part II. Climate change, drought and floods*. Dordrecht, Springer: 105–125.
- KARLIČÍČ V., ČURGUZ G.V., RAIČEVIĆ V. 2016. The alleviation of reforestation challenges by beneficial soil microorganisms. *Reforesta*, 1: 238–260.
- LANDIS T.D., HAASE D.L. 2012. Application of hydrogels in the nursery and during outplanting. In: Haase D.L. et al. (eds.) *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations*. Fort Collins, Colorado, 20–21. October 2012. Fort Collins, Colorado, USDA Forest Service Rocky Mountain Research Station: 53–58.
- MAKAROV M.I. 2018. The role of mycorrhiza in transformation of nitrogen com-

- pounds in soil and nitrogen nutrition of plants: A review. *Eurasian Soil Science*, 52: 193–205.
- MARJANOVIĆ Ž., NEHLS U. 2008. Ectomycorrhiza and water transport. In: Varma A. (ed.) *Mycorrhiza: State of the Art, Genetics and Molecular Biology, Eco-Function, Biotechnology, Eco-Physiology, Structure and Systematics*. Berlin, Springer: 149–161.
- MENKIS A., VASILIAUSKAS R., TAYLOR A.F.S., STENLID J., FINLAY R. 2007. Afforestation of abandoned farmland with conifer seedlings inoculated with three ectomycorrhizal fungi – impact on plant performance and ectomycorrhizal community. *Mycorrhiza*, 17: 337–348.
- MIKKELSEN R.L. 1994. Using hydrophilic polymers to control nutrient release. *Fertilizer Research*, 38: 53–59.
- MODRŽIŃSKI J. 2007. Ecology. In: Tjoelker G.M. et al. (eds.) *Biology and Ecology of Norway spruce*. Dordrecht, Springer: 196–250.
- NARA K. 2008. Community developmental patterns and ecological functions of ectomycorrhizal fungi: Implications from primary succession. In: Varma A. (ed.) *Mycorrhiza: State of the Art, Genetics and Molecular Biology, Eco-Function, Biotechnology, Eco-Physiology, Structure and Systematics*. Berlin, Springer: 581–599.
- ORIKIRIZA J.B.L., AGABA H., EILU G., KABASA D.J., WORBES M., HÜTTERMANN A. 2013. Effects of hydrogels on tree seedling performance in temperate soils before and after water stress. *Journal of Environment Protection*, 4: 713–721.
- PEREZ-MORENO J., READ D.J. 2000. Mobilization and transfer of nutrients from litter to tree seedlings via the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. *New Phytologist*, 145: 301–309.
- PFLUG E.E., BUCHMANN N., SIEGWOLF R.T.W., SCHAUB M., RIGLING A., AREND M. 2018. Resilient leaf physiological response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to summer drought and drought release. *Frontiers in Plant Science*, 9: 187.
- PIGOTT C.D. 1982. Survival of mycorrhiza formed by *Cenococcum geophilum* Fr. in dry soils. *New Phytologist*, 92: 513–517.
- PUKACKI, P.M., KAMINSKA-ROZEK E. 2005. Effect of drought stress on chlorophyll a fluorescence and electrical admittance of shoots in Norway spruce seedlings. *Trees*, 19: 539–544.
- REPÁČ I. 2011. Ectomycorrhizal inoculum and inoculation techniques. In: Rai M., Varma A. (eds.) *Diversity and Biotechnology of Ectomycorrhizae*. Berlin, Springer: 43–63.
- REPÁČ I., VENCÚRIK J. 2015. Intenzifikácia technológií zakladania lesných kultúr so zameraním na aplikáciu stimulačných prípravkov. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 132 s.
- 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., BRUCHÁNIK R., HOFFMANN J., CHVÁLOVÁ K., JEŽOVIČ V. 2010. Základné charakteristiky lesných drevín. Zvolen, Národné lesnícke centrum: 81 s.
- SLOAN J.P. 1994. The use of root dips on North American conifer seedlings: a re-

view of the literature. *Tree Planter's Notes*, 45: 26–31.

TRESEDER K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO₂ in field studies. *New Phytologist*, 164: 347–355.

VLIV DLOUHODOBÉHO SKLADOVÁNÍ A VYSYCHÁNÍ PŘED VÝSADBOU NA VÝVIN KOŘENOVÉHO SYSTÉMU KRYTOKOŘENNÝCH SAZENIC SMRKU ZTEPILÉHO PO VÝSADBĚ

INFLUENCE OF LONG-TERM STORAGE AND DESICCATION BEFORE PLANTING ON DEVELOPMENT OF ROOT SYSTEM OF CONTAINERIZED PLANTS OF NORWAY SPRUCE AFTER PLANTING

PETRA PANTOVÁ*, KATEŘINA HOUŠKOVÁ

Ústav zakládání a pěstění lesů, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, Brno 613 00, *petra.pantova@mendelu.cz

ABSTRACT

Influence of long-term storage and desiccation before planting on the development of root system of containerized plants of Norway spruce were studied. Plants were stored over winter by wintering at the holding area, in an air-conditioned warehouse at +2°C and 100% RHV and in a freezer at -1°C and -3°C. Half of the plants in the air-conditioned warehouse were treated with a fungicide. Plants stored at -3°C were exposed to desiccation for 0, 2 and 3 days. Half of the plants after 3 days of desiccation were planted under the foil (1 month of precipitation reduction) and half on the open area. The results show that plants stored by tested methods and exposed to desiccation for up to 3 days had 100% survival rate, REL, comparable increment and root system parameters (rooting depth, fine and coarse root biomass, root tip density) at the end of the 1st growing season. The fungicide-treated plants showed higher increment when stored in the air-conditioned warehouse. Plants planted in the open air after 3 days of desiccation had lower increment, deeper rooting and fewer root tips for root length.

Keywords: artificial forest regeneration, drought, planting-stock, roots

ABSTRAKT

Byl zjišťován vliv dlouhodobého skladování a vysychání před výsadbou na vývin kořenového systému krytokořenných sazenic smrku ztepilého. Sazenice byly dlouhodobě skladovány zazimováním na uložišti, uložením v klimatizovaném skladu při +2 °C a 100% RVV a v mrazicím boxu při -1 °C a -3 °C. Polovina rostlin v klimatizovaném skladu byla ošetřena fungicidem. Rostliny skladované při -3 °C byly vystaveny vysychání po dobu 0, 2 a 3 dnů. Polovina rostlin po 3denním vysychání byla vysázena pod fólii (1 měsíc omezení srážek) a polovina na volnou plochu. Z výsledků vyplývá, že rostliny skladované testovanými způsoby a vystavené vysychání do 3 dnů měly 100% ujímavost, REL, srovnatelný přírůst a parametry kořenového systému (hloubka prokořenění, biomasa jemných i hrubých kořenů, hustota kořenových špiček) na konci 1. vegetačního období. Rostliny ošetřené fungicidem při skladování v klimatizovaném skladu vykazovaly vyšší přírůst. Rostliny po 3denním vy-

sychání vysázené na volnou plochu měly menší přírůst, hlubší prokořenění a méně kořenových špiček na délku kořene.

Klíčová slova: umělá obnova lesa, sucho, sadební materiál, kořeny

Úvod

Při výsadbách lesních dřevin v rámci umělé obnovy lesa stojíme často před otázkou, zdali použít krytokořenný či prostokořený sadební materiál. Oba typy sadebního materiálu mají své výhody a nevýhody. Mezi zásadní výhody krytokořenných rostlin patří zejména možnost zalesňovat i v období, kdy rostliny nejsou ve vegetačním klidu a umělá obnova tak není závislá na poměrně krátkém jarním, příp. podzimním období (BALÁŠ, KUNEŠ 2019). Navíc jsou kořeny rostlin kryty substrátem v kořenovém balu a jsou tak lépe chráněny proti vysychání a špatné manipulaci. Nicméně kořenový bal je z velké části tvořen rašelinou, která velmi rychle vysychá (3x rychleji než minerální půda) a jen velmi těžce nabírá zpět vodu (MAUER, HOUSKOVÁ 2019). Tím vznikají rizika užití krytokořenného sadebního materiálu, kterým je třeba věnovat zvýšenou pozornost zejména nyní, kdy dochází k intenzivnímu poškozování lesního prostředí především suchem a kůrovcovou kalamitou a nárůstu podílu krytokořenných rostlin při zalesňování.

Vliv sucha na sadební materiál lesních dřevin a obnovu lesa je dnes předmětem četných studií. Na rizikových stanovištích (stanoviště ohrožená suchem) doporučují VAVŘÍČEK, PECHÁČEK (2019) přidávat při výsadbě do jamky hydroabsorbenty. Tyto látky lze přidávat do substrátu kořenových balů už při pěstování v lesních školkách (SALAŠ et al. 2018). MAUER, HOUSKOVÁ (2019) upozorňují, že pro minimalizaci ztrát či stagnace růstu po výsadbě by se měly používat rostliny s co největšími kořenovými baly, které pomaleji vysychají. Dle autorů by měly být baly překryty min. 5cm vrstvou minerální půdy, výsadba by měla být realizována na podzim nebo v zimě a rostliny by měly mít silný kořenový krček (minimálně dle normy ČSN 48 2115). Průměr kořenového krčku jako nejlepší faktor pro ujímavost rostlin označili rovněž LEUGNER et al. (2019) a vyzvedávají také význam poměru kořenového systému k nadzemní části rostlin. Upozorňují však, že kladen by měl být důraz nejen na morfologickou, ale i fyziologickou kvalitu sadebního materiálu. Jejich pozornost je zaměřena na hodnocení vodního režimu rostlin a předkládají limity vodního potenciálu rostlin spolu s dalšími fyziologickými parametry v souvislosti s následnou ujímavostí a růstem po výsadbě (LEUGNER et al. 2018).

Přesto, že mnohem významnější pro vznik a prohlubování vodního stresu je manipulace se sadebním materiálem od jeho vyzvednutí ze záhonu či uložště až po výsadbu, může být vodní stres vyvolán již při pěstování v lesní školce (LEUGNER et al. 2019). Nedostatečná závlaha před vyzvedáváním a podmínky v průběhu skladování pak mohou být příčinou ztrát po výsadbě. Krytokořený sadební materiál bývá zpravidla na uložštích dostatečně zavlažován a přes zimní období zazimován na uložštích nebo skladován v klimatizovaných skladech při teplotě od -3 °C do +2 °C (HOUSKOVÁ, MAUER 2018). Při skladování při teplotách nad 0 °C je třeba udržovat ve skladech vysokou relativní vlhkost vzduchu, dle MANDELA (2004) 93-98 % podle způsobu ochrany rostlin proti vysychání. Tyto podmínky

jsou však vhodné rovněž pro rozvoj hub a plísní (LANDIS et al. 2009), proto jsou nevhodné pro uložení rostlin s asimilačním aparátem (většina jehličnanů) (HOUSKOVÁ, MAUER 2018). Teploty pod 0 °C jsou nebezpečné pro možné poškození rostlin mrazem a vysycháním (ÖGREN 1997).

Vzhledem k tomu, že kořeny reagují citlivěji na teplotní (FENELL, MARKHART 1998) a vlhkostní (PALÁTOVÁ 2004) podmínky prostředí než nadzemní část, je cílem práce posoudit ujmavost a odrůstání krytokořenného sadebního materiálu smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) po výsadbě s důrazem na vývin kořenového systému, a to po dlouhodobém skladování (přes zimní období) v různých teplotních (vlhkostních) podmínkách a po různé době vysychání.

MATERIÁL A METODIKA

Testovány byly 2leté krytokořenné sazenice smrku ztepilého (fv1+v1) vypěstované v pěstebních obalech HIKO s velikostí balu 350 ml. V prvním roce testování byly rostliny dlouhodobě skladovány (přes zimní období 2016/2017) v různých podmínkách, a to na úložišti, v klimatizovaném skladu s nastavenou teplotou +2 °C a 100% relativní vlhkostí vzduchu (RVV) a v mrazicích boxech s nastavenými teplotami -1 °C a -3 °C. Rostliny ponechané v sadbovacích byly položeny na povrch úložiště a zboku zazimovány přihrnutou zeminou. Rostliny v klimatizovaném skladu a mrazicích boxech byly naskladněny 5. 12. 2016. V klimatizovaném skladu byly kořeny rostlin obaleny smršťovací fólií a rostliny byly položeny na dno přepravek, polovina rostlin byla ošetřena při naskladnění a 1× v průběhu skladování fungicidem Dithane (varianta označena F). Do mrazicích boxů byly rostliny umístěny ve dvou PE pytlích, vnitřní chránil pouze kořenové baly rostlin a vnější chránil celé rostliny, ty v nich byly neprodyšně uzavřeny. Každá varianta skladování obsahovala 30 rostlin.

Na jaře r. 2017 byly pytle s rostlinami z mrazicích boxů umístěny na 7 dnů do klimatizovaného skladu s teplotou 5-7 °C pro aklimatizaci. Rostliny všech variant byly následně vysázeny na výzkumnou plochu (GPS 49°35' N, 16°46' E) – HS 451, lesní typ 4S2.

Ve druhém roce testování byly rostliny umístěny přes zimní období (2017/2018) pouze do mrazicího boxu s teplotou -3 °C, na jaře r. 2018 však byly po aklimatizaci vystaveny vysychání (pod fólii u místa výsadby GPS 49°15' N, 16°35' E) po dobu 0, 2 a 3 dny. Polovina rostlin po 3denním vysychání byla vysázena pod fólii, pomocí níž bylo simulováno sucho po výsadbě (varianta označena Fol), ostatní rostliny byly vysázeny na volnou plochu. Fólie byla odstraněna 1 měsíc po výsadbě. Každá varianta vysychání obsahovala 20 rostlin.

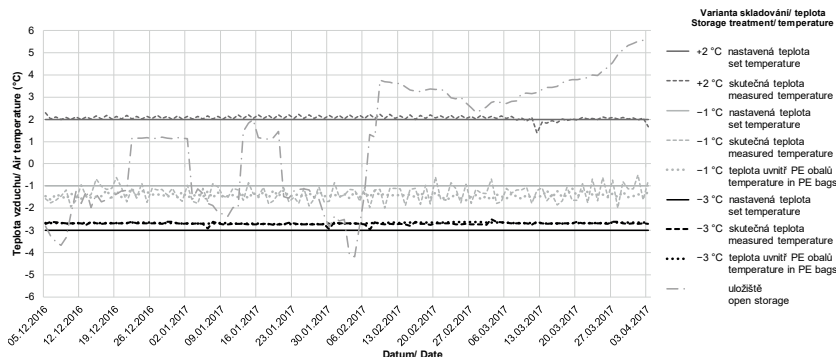
V průběhu skladování byla monitorována teplota a vlhkost vzduchu (čidla Minikin Thi) v mrazicích boxech a přímo v obalech u rostlin. Možné poškození rostlin všech variant bylo kontrolováno v průběhu skladování 14. 2. 2017 zjišťováním životnosti jemných kořenů pomocí parametru Root Electrolyte Leakage (REL) dle MCKAYE (1992). Pro tuto kontrolu destruktivním měřením REL bylo naskladněno v každé variantě 6 rostlin navíc.

Na konci prvního vegetačního období po výsadbě byla hodnocena mortalita, měřena délka přírůstu terminálního výhonu a byl podrobně analyzován kořenový systém. Deset rostlin každé varianty skladování a vysychání bylo vyzvednuto, byla zjištěna hloubka jejich prokořenění, biomasa, a to zvláště hrubých (nad 2 mm tloušťky) a zvláště jemných kořenů. U rostlin byl stále zachován kořenový bal substrátu, proto byla zjišťována biomasa jemných kořenů v balu a jemných kořenů, které prorůstaly z kořenového balu ven. Na 5 ks (cca 5cm úsecích jemných kořenů) byly pod mikroskopem spočítány kořenové špičky.

Data byla zpracována v programu MS Excel a Statistica 12.0. Pro výběr statistických testů bylo zjišťováno normální rozložení dat Shapiro-Wilkovým testem. Vzhledem k tomu, že většina souborů dat neměla normální rozdělení, byl pro porovnání využit neparametrický Kruskal-Wallisův test ($\alpha = 0,05$). V krabicových grafech je vyznačen aritmetický průměr, směrodatná odchylka a intervaly spolehlivosti testovaných souborů dat.

VÝSLEDKY

Graf (Obr. 1) zobrazuje průběh teplot vzduchu ve skladovacích prostorách. Z grafu je patrné, že skutečné teploty vzduchu se od nastavených teplot mrazicích boxů a klimatizovaného skladu mírně lišily a kolísaly max. $\pm 0,5$ °C. Přímou u rostlin byla teplota srovnatelná s teplotou v okolním prostoru. Výkyvy teplot byly tlumeny obalem. Hodnoty RVV zjištěné v mrazicích zařízeních se blížily hodnotě 100 %, v klimatizovaném skladu byla 100%, průměrná RVV v průběhu zazimování sadebního materiálu na úložišti byla 89 %.

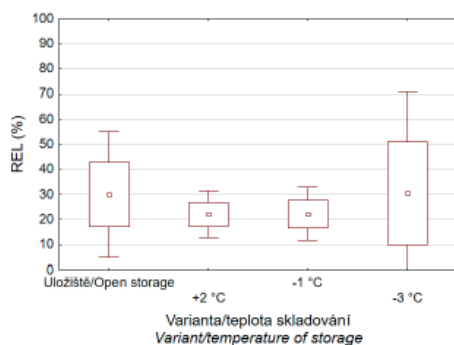


Obr. 1: Teplota vzduchu v průběhu skladování testovaných rostlin

Fig. 1: Air temperature during storage of tested plants

Životnost jemných kořenů smrku se v testovaných variantách dlouhodobého skladování nelišila (Obr. 2), mezi hodnotami REL (zpravidla do 50 %) nebyly statisticky významné rozdíly ($p > 0,05$).

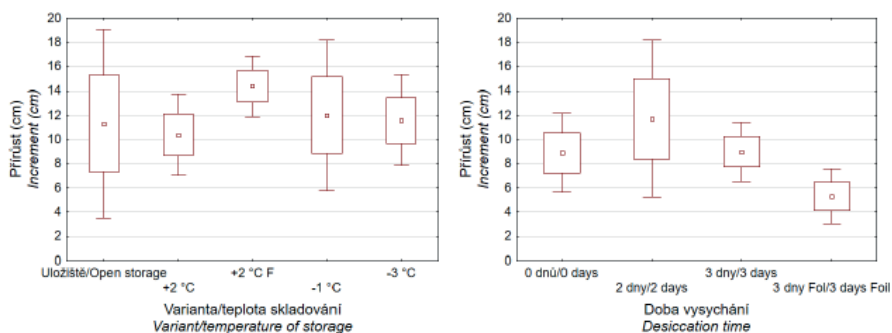
Rostliny ve všech variantách skladování i vysychání vykazovaly 100% ujímavost a nulovou mortalitu na konci prvního vegetačního období po výsadbě. Výjimkou byla varianta 3denního vysychání rostlin vysázených pod fólii, kde byla zaznamenána 40% mortalita.



Obr. 2: Životnost jemných kořenů (vyjádřena REL) zjištěná v průběhu dlouhodobého skladování rostlin při různých teplotách a na úložišti

Fig. 2: Root electrolyte leakage during long-term storage of plants in different temperature conditions and at the holding area

Byl zaznamenán přírůst terminálu krytokořenných smrků ve všech variantách skladování i vysychání (Obr. 3). Po zazimování smrků na úložišti byla zjištěna velká variabilita délky přírůstů. Smrky skladované v klimatizovaném skladu a ošetřené fungicidem vykazovaly statisticky významně delší přírůsty než smrky fungicidem neošetřené ($p = 0,0029$). Mezi rostlinami skladovanými při různých teplotách nebyl v přírůstu výrazný rozdíl, stejně jako mezi rostlinami vystavenými různě době vysychání ($p > 0,05$). Výrazně kratší přírůsty smrků však byly zjištěny ve variantě smrků po 3denním vysychání a vysázených pod fólií oproti rostlinám vysázeným na volnou plochu ($p < 0,05$).

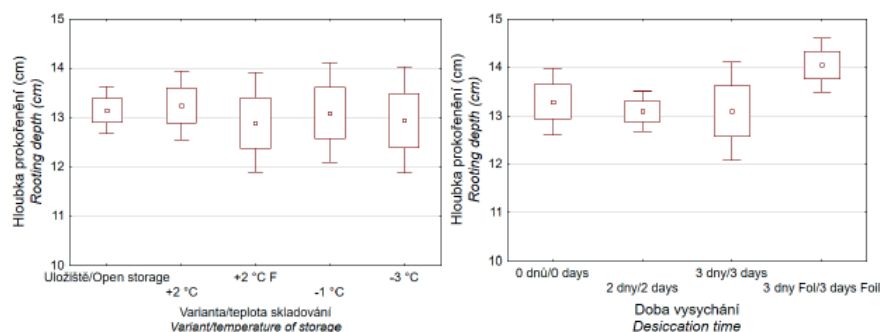


Obr. 3: Přírůst rostlin dlouhodobě skladovaných v různých podmínkách (vlevo) a rostlin vystavených různě době vysychání (vpravo) zjištěný na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 3: The increment of the plants long-term stored in different conditions (left) and exposed to the different desiccation time (right) measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Foil" planting under the foil)

Mezi testovanými variantami skladování nebyly zaznamenány výrazné rozdíly v hloubce prokořenění rostlin ($p = 0,6185$) (Obr. 4). Obdobně tomu bylo i u rostlin, které byly vystaveny před výsadbou vysychání po různou dobu ($p > 0,05$), avšak rostliny vystavené 3dennímu vysychání a zároveň vysázené pod fólií vykazovaly větší hloubku prokořenění oproti rostlinám, které byly před výsadbou vystaveny i nevystaveny vysychání, ale byly vysázené na volnou plochu ($p < 0,05$).

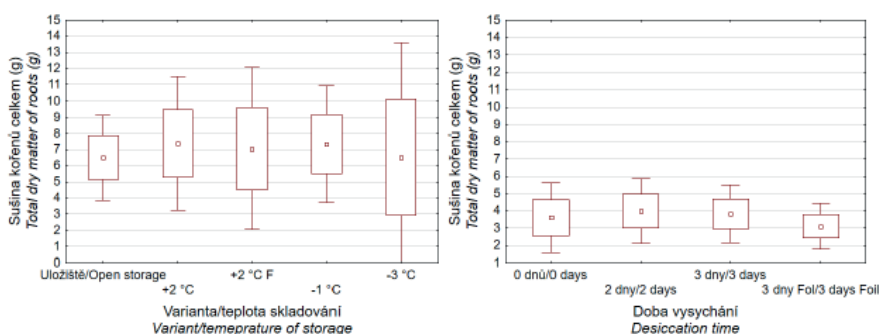
Testované způsoby dlouhodobého skladování a doba vysychání rostlin statisticky významně neovlivnily celkovou hmotnost biomasy kořenů ($p = 0,3588$, resp. $p = 0,1306$) (Obr. 5).



Obr. 4: Hloubka prokořenění u rostlin dlouhodobě skladovaných (vlevo) a rostlin vystavených různě déle vysychání (vpravo) zjištěná na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 4: The rooting depth of the long-term stored plants (left) and the plants exposed to the different desiccation time (right) measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Fol" planting under the foil)

Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v hmotnosti sušiny hrubých kořenů rostlin mezi testovanými variantami skladování ($p = 0,1657$) ani testovanými variantami vysychání ($p = 0,0931$) (Obr. 6).

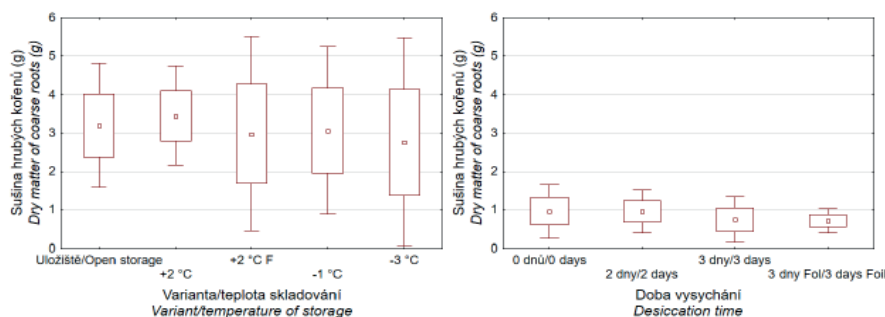


Obr. 5: Celková hmotnost sušiny kořenů rostlin dlouhodobě skladovaných v různých podmínkách (vlevo) a rostlin vystavených různě době vysychání (vpravo) zjištěná na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 5: Total weight of the roots biomass of the plants long-term stored in different conditions (left) and the plants exposed to the different desiccation time (right) measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Fol" planting under the foil)

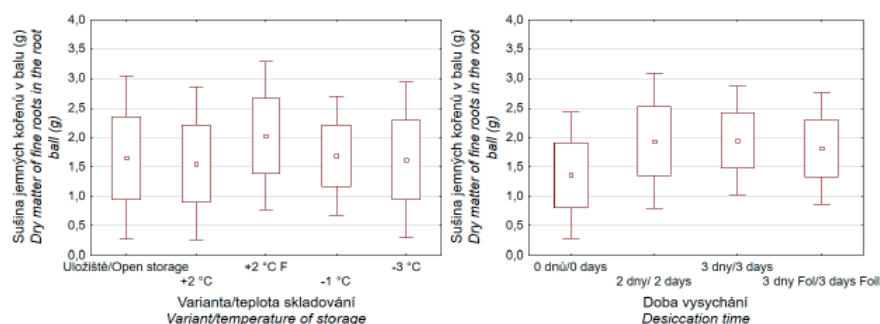
Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v hmotnosti sušiny jemných kořenů rostlin v původním kořenovém balu mezi testovanými variantami skladování ani testovanými variantami vysychání (vždy $p > 0,05$) (Obr. 7).

Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v hmotnosti sušiny jemných kořenů, které prorostly mimo kořenový bal do okolní půdy, mezi testovanými variantami skladování ani testovanými variantami doby vysychání (vždy $p > 0,05$) (Obr. 8).



Obr. 6: Hmotnost sušiny hrubých kořenů rostlin dlouhodobě skladovaných v různých podmínkách (vlevo) a rostlin vystavených různé délce vysychání (vpravo) zjištěná na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 6: Weight of the coarse roots biomass of the plants long-term stored in different conditions (left) and the plants exposed to the different desiccation time (right) measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Foil" planting under the foil)

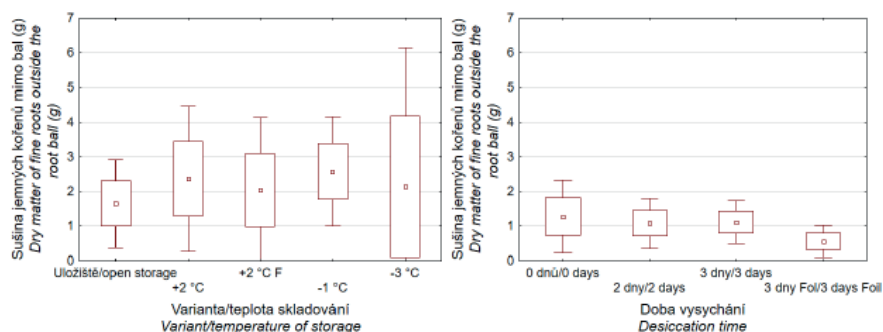


Obr. 7: Hmotnost sušiny jemných kořenů v kořenových balech rostlin dlouhodobě skladovaných v různých podmínkách (vlevo) a rostlin vystavených různé době vysychání (vpravo) zjištěná na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 7: Weight of the fine roots biomass of the root balls of plants long-term stored in different conditions (left) and the plants exposed to the different desiccation time (right) measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Foil" planting under the foil)

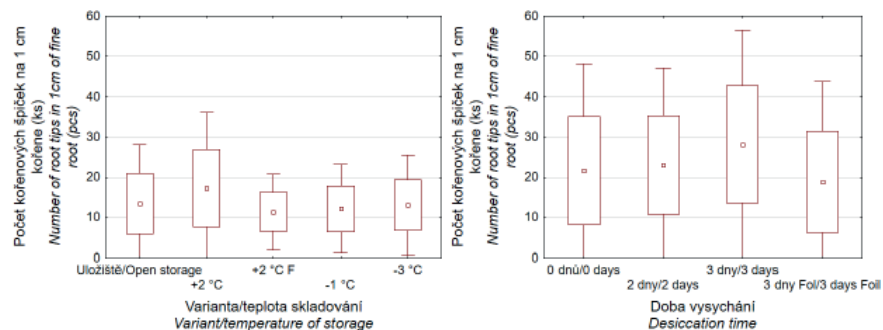
Statisticky prokazatelně nižší množství jemných kořenů mimo bal však bylo zjištěno u rostlin vysázených po 3denním vysychání pod fólií oproti rostlinám vysázeným na volnou plochu (vždy $p < 0,05$).

Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v hustotě kořenových špiček mezi rostlinami skladovanými v různých podmínkách a vystavenými vysychání po různou dobu (vždy $p > 0,05$) (Obr. 9). Pouze rostliny ošetřované fungicidem měly kořenových špiček prokazatelně méně než rostliny neošetřované ($p = 0,0166$) a rostliny vysázené po 3 dnech vysychání pod fólií měly méně kořenových špiček než rostliny vysázené na volnou plochu ($p = 0,0025$).



Obr. 8: Hmotnost jemných kořenů mimo kořenový bal dlouhodobě skladovaných rostlin a rostlin vystavených různé délce vysychání zjištěná na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 8: Weight of the fine roots outside the root ball of the long-term stored plants and the plants exposed to the different desiccation lengths measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Foil" planting under the foil)



Obr. 9: Počet kořenových špiček v 1 cm délky kořene rostlin dlouhodobě skladovaných a rostlin vystavených různé délce vysychání zjištěný na konci vegetačního období ("F" – ošetření rostlin fungicidem, "Fol" – výsadba pod fólií)

Fig. 9: Number of root tips in 1cm root of the long-term stored plants and the plants exposed to the different desiccation lengths measured at the end of the growing season ("F" plants treated with fungicide, "Foil" planting under the foil)

DISKUSE

V České republice má uplatnění krytokořenného sadebního materiálu při umělé obnově lesa stále stoupající tendenci. Vypěstování krytokořenného sadebního materiálu však vyžaduje zajištění a dodržení precizních podmínek pro růst rostlin. Ke klíčovým etapám pěstování bezesporu patří skladování rostlin. Základem bezškodného skladování je volba optimální teploty skladování a pravidelné monitorování rostlin za účelem udržení dobrého fyziologického stavu rostlin bez významné ztráty vody. Samotná úspěšnost výsadeb krytokořenným sadebním materiálem je ovlivňována i dalšími faktory, a to morfologickou kvalitou rostlin, kva-

litou manipulace se sadebním materiálem při výsadbě a následným průběhem počasí. Proto byl sledován vliv způsobů/teploty dlouhodobého skladování a vliv doby vysychání rostlin před výsadbou na architekturu kořenového systému 2letých krytokořených sazenic smrku ztepilého.

Stav rostlin v průběhu skladování, zejména mrazením, bývá kontrolován hodnocením životnosti jemných kořenů (SARVAŠ 2002). Kořenový systém je totiž k možnému poškození (nejen) mrazem citlivější než nové výhonky CALMÉ et al. (1994) a měřením úniku elektrolytu z jemných kořenů lze tedy snadno prokázat případné poškození. MCKAY (1992) při svých pokusech zjistil, že únik elektrolytu úzce koreluje s přežitím a růstem rostlin po výsadbě a popsál metodiku zjištění parametru REL (root electrolyte leakage). REL by se dle BÁRTY (2015) mělo pohybovat do 30 % v závislosti na druhu dřeviny a typu sadebního materiálu. Námi zjištěné hodnoty REL odpovídaly v průměru 30 %, ale kolísaly zpravidla do 50 % REL; rostliny však vykazovaly 100% ujímavost. Hodnoty REL do 50 % se proto zdají být dobrým indikátorem dobrého stavu krytokořeného sadebního materiálu smrku ztepilého (nejen) v průběhu mrazení.

Testované způsoby dlouhodobého skladování rostlin, a to zazimování krytokořených sazenic smrku na úložišti, uložení rostlin v klimatizovaném skladu při +2 °C a 100% RVV a mrazení rostlin při -1 °C a -3 °C, neměly negativní vliv na mortalitu, odrůstání rostlin a vývin jejich kořenového systému. Parametry kořenového systému rostlin (hloubka prokořenění, biomasa jemných, hrubých kořenů, kořenů v původním kořenovém balu i vyrůstajících z balu a počet kořenových špiček) byly u všech způsobů skladování srovnatelné. Podmínky pro uložení rostlin se proto zdají být vhodné pro dlouhodobé skladování sadebního materiálu, což odpovídá i doporučení normy ČSN 48 2115 (2012). Pouze v případě skladování smrku v klimatizovaném skladu byly lepší hodnoty některých měřených parametrů zjištěny u rostlin ošetřených před a v průběhu skladování fungicidem Dithane. Ošetření fungicidy je při dlouhodobém skladování v klimatizovaných skladech doporučeno např. Duškem a Martincovou (1987). Nicméně i na námi ošetřených rostlinách bylo patrné poškození houbami a zřejmě v důsledku skladování menšího množství sadebního materiálu pro tento výzkum nebylo toto poškození natolik silné, aby výrazně ovlivnilo ujímavost rostlin a jejich schopnost odrůstat. V případě naskladnění většího množství sadebního materiálu však lze předpokládat možné neúměrné poškození rostlin, proto také např. BURDA (2009) uvádí, že se na podzim vyzvedávají a přes zimu v klimatizovaném skladu ukládají pouze listnaté dřeviny a modřín (dřeviny bez asimilačního aparátu).

Bylo zjištěno, že až 3denní vysychání krytokořených sazenic smrku před výsadbou nemělo vliv na ujímavost, odrůstání a následný vývin kořenového systému. Sledované parametry kořenového systému po prvním vegetačním období (hloubka prokořenění, biomasa jemných, hrubých kořenů, kořenů v původním kořenovém balu i vyrůstajících z balu a počet kořenových špiček) byly u všech srovnatelné s rostlinami, které nebyly vysychání vystaveny. Nutno upozornit, že kořenové baly testovaných rostlin po vyskladnění z mrazicího boxu byly dobře provlhčeny, proto vysychaly jen pomalu. Pokud však kořenové baly nebudou před výsadbou dosta-

tečně provlhčeny, může rostliny další vysychání, resp. nesprávná manipulace a výsadba do suché půdy, neúměrně poškodit. Zjevně také proto rostliny vysazené po 4 dnech vysychání pod fólii vykazovaly 40% mortalitu a nižší přírůst, což lze dle BIGRAS, DUMAIS (2005) vysvětlit snížením absorpce vody a dusíku. Naopak u takto stresovaných rostlin byla zjištěna větší hloubka prokořenění. Podle výzkumů LAIO (2006) se distribuce kořenů mění s vlastnostmi půdy a klimatickými podmínkami. GUSWA (2008) uvádí, že frekvence srážek ovlivňuje hloubku prokořenění a že snížení množství srážek vede rostliny k tvorbě hlubších kořenů. Podle tohoto autora nižší srážky také snižují celkové množství kořenů, což se u výsadby pod fólii po 3denním vysychání rostlin u nás nepotvrdilo. Rostliny měly průměrně cca 3 g sušiny kořenového systému, což je téměř dvojnásobně více, než zjistil u krytokořeného smrku po 1. vegetačním období BELKO (2020) $1,7 \text{ g} \pm 0,6 \text{ g}$.

Pokud nastanou po výsadbě krytokořeného sadebního materiálu i opakované přísušky, do okolní půdy prorůstá z kořenového balu pouze malá část kořenů (MACEK 2017). To je zjevně důvodem nižšího množství kořenů vyrůstajících z balu u rostlin vysázených po 3denním vysychání pod fólii. Kořenový bal je totiž tvořen převážně z rašeliny, která vysychá podstatně rychleji než minerální půda a velmi špatně a velmi pomalu nabírá vodu zpět (VALTERA 2009). Vše může být umocněno, když kořenový bal není při výsadbě překryt minimálně 2 cm minerální půdy, je vysazován objemově malý kořenový bal, nebo je kořenový bal při výsadbě umístěn (i částečně) do humusových horizontů (MAUER et al. 2018). Suchá půda navíc vysává vodu z kořenového systému (MAUER 2009). JURÁSEK et al. (2012) také upozorňují, že u krytokořeného sadebního materiálu je větší část jemných kořenů rozložena těsně pod povrchem kořenového balu, po výsadbě do suché půdy rostliny trpí již tehdy, když ztrácí vodu slabá povrchová vrstva kořenového balu. Nicméně BELKO (2020) udává u krytokořeného smrku 1 rok po výsadbě $5,8 \pm 0,5$ kořenových špiček na 1 cm délky kořene a námi zjištěné hodnoty byly i u suchem stresovaných rostlin více než trojnásobné (cca 20 ks), což svědčí o dobrém fyziologickém stavu kořenového systému, o schopnosti dobře provlhčených kořenových balů poměrně dlouho poutat vodu a značné schopnosti smrku dobře regenerovat kořenovým systémem. Dle SARVAŠE (1998) navíc mírné poškození jemných kořenů nezpůsobí odumření rostlin a pro přežití rostlin je důležitá také míra poškození hrubých kořenů. V našem výzkumu však biomasa hrubých kořenů po stresu vysycháním byla srovnatelná jako u rostlin suchem neovlivněných. PERNOT (2019) uvádí, že důležité je právě zachování hrubých kořenů, které jsou schopny částečného obnovení růstu a regenerace v nové kořeny. První odpovědí na vodní stres může být dle tohoto autora odumření kořenové kůry, ale i přes odumřelou kůru je rostlina schopna zajišťovat transport vody do kořenového systému. Významná je z tohoto hlediska také schopnost smrku měnit vertikální distribuci jemných kořenů v rámci rhizosféry (MAUER, 2013). V případě negativního ovlivňování jemných kořenů tzn., že je zmenšena jejich biomasa v určitém prostoru (v místě působení stresu), u zbylých jemných kořenů může být krátkodobě zvýšena jejich fyziologická aktivita.

ZÁVĚR

Na základě porovnání krytokořenných sazenic smrku ztepilého skladovaných v různých podmínkách a vystavených různě dlouhou dobu vysychání před výsadbou je možno vyslovit tyto závěry:

Rostliny skladované různými způsoby dlouhodobého skladování při různých teplotách (zazimování na uložišti, klimatizovaný sklad s +2 °C a 100% RVV, mrazicí box s -1 °C a -3 °C) se výrazně nelišily v životnosti jemných kořenů ani v ujímavosti. Na konci 1. vegetačního období po výsadbě vykazovaly srovnatelný přírůst a morfologické parametry kořenového systému.

Smrkové sazenice i přes ošetření před a v průběhu dlouhodobého skladování v klimatizovaném skladu při +2 °C a 100% RVV fungicidem byly vizuálně houkami napadené, ale vykazovaly větší přírůst a srovnatelné parametry kořenového systému jako rostliny bez ošetření.

0-3 dny vysychání sazenic před výsadbou nemělo výrazný vliv na ujímavost, přírůst terminálu a vývin kořenového systému krytokořenného smrku po výsadbě do normálních podmínek.

Rostliny po 3denním vysychání vysazené pod fólii vykazovaly výraznou mortalitu (40 %), měly menší přírůst, méně jemných kořenů prorůstalo mimo původní kořenový bal, ale hloubka prokořenění byla větší než u rostlin vysazených na volnou plochu, kde po výsadbě nebyly eliminovány srážky.

Zazimování rostlin nebo jejich mrazení (-1 °C, -3 °C) jsou vhodnými způsoby dlouhodobého skladování krytokořenných sazenic smrku ztepilého. Před výsadbou doporučujeme chránit zejména kořenový bal rostlin proti vyschnutí. Pokud by po výsadbě nastal přísušek, mělo by to negativní vliv na ujímavost, odrůstání a vývin kořenového systému rostlin, které byly před výsadbou vystavené vysychání.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl za finanční podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum v rámci projektu QJ1520080.

LITERATURA

- BALÁŠ M., KUNEŠ I. 2019. Přehled vlastností prostokořenného a krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. In: Houšková K., Jan D. (eds.) Pěstování sadebního materiálu pro zalesnění kalamitních holin. Nová Role, 12.6.2019. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 5–9.
- BÁRTA A. 2015. Zkušenosti se skladováním sadebního materiálu lesních dřevin a jeho manipulací v provozních podmínkách lesní školky LESCUS Cetkovice, s.r.o. In: Houšková K. Manipulace a skladování sadebního materiálu lesních dřevin. Cetkovice, 11.6.2015. Brno, Mendelova univerzita v Brně, LESCUS Cetkovice, s.r.o.: 24–28.
- BELKO M. 2020. Optimalizácia technológií zakladania lesných kultúr smreka obyčajného a buka lesného v podmienkach klimatickej zmeny. Dizertační prá-

- ce. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 109 s.
- BIGRAS F.J., DUMAIS D. 2005. Root-freezing damage in the containerized nursery: impact on plantation sites – a review. *New Forests*, 30, 2/3: 167–184.
- BURDA P. 2009. Ověření pěstebních postupů a využití nových školkařských technologií při pěstování sadebního materiálu lesních dřevin a posouzení kvality vyprodukovaného materiálu. Disertační práce. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 90 s.
- CALMÉ S., BIGRAS F.J., MARGOLIS H.A., HÉBERT C. 1994. Frost tolerance and bud dormancy of container-grown yellow birch, red oak and sugar maple seedlings. *Tree Physiology*, 14: 1313–1325.
- ČSN 48 2115. 2012. Sadební materiál lesních dřevin. Praha, Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví: 24 s.
- DUŠEK V., MARTINCOVÁ J. 1987. Skladování a expedice prostokořenných sazenic. *Lesnický průvodce* 3/1987. Jíloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 52 s.
- FENNELL A., MARKHART A.H. 1998. Rapid acclimation of root hydraulic conductivity to low temperature. *Journal of Experimental Botany*, 49, 322: 879–884.
- GUSWA A. J. 2008. The influence of climate on root depth: a carbon cost-benefit analysis. *Water Resources Research*, 44, 2: W02427.
- HOUSKOVÁ K., MAUER O. 2018. Skladování krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. Certifikovaná metodika. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 34 s.
- LAIO F., D'ODORICO P., RIDOLFI L. 2006. An analytical model to relate the vertical root distribution to climate and soil properties. *Geophysical Research Letters*, 33: L18401.
- LANDIS T., DUMROESE R.K., HAASE D.L. 2010. The Container Tree Nursery Manual. Volume 7, Seedling Processing, Storage, and Outplanting. *Agricultural Handbook* 674. Washington, DC, U.S. Department of Agriculture Forest Service: 200 s.
- LEUGNER J., MARTINCOVÁ J., ERBANOVA E. 2018. Vliv vodního stresu sadebního materiálu na ujmavost a následný růst po výsadbě. In: *Vliv sucha na současný zdravotní stav lesů ČR*. Praha, 1.3.2018. Brno, Česká lesnická společnost, z.s.: 33–40.
- LEUGNER J., BARTOŠ J., MARTINCOVÁ J. 2019. Problémy s obnovou lesa na kalamitních holinách. In: *Dopady kůrovcové kalamity na vlastníky lesů*. Praha, 5.2.2019. Brno, Česká lesnická společnost, z.s.: 30–32.
- MACEK J. 2017. Vliv způsobů sadby krytokořenného sadebního materiálu smrku ztepilého a buku lesního na odrůstání kultur a vývin jejich kořenového systému. Diplomová práce. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 98 s.
- MANDEL R.H. 2004. Container seedling handling and storage in the Rocky Mountain and Intermountain regions. In: Riley L.E., Dumroese R.K., Landis T.D. (tech. coords.) *National Proceedings, Forest and Conservation Nursery Associations—2003*. Proceedings RMRS-P-33. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 8–9.
- MAUER O. et al. 2009. Zakládání lesů II. Učební text. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 219 s.

- MAUER O. et al. 2013. Rhizologie lesních dřevin. Učební text. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 259 s.
- MAUER O., ROZMÁNEK M., HOUSKOVÁ K. 2018. Drought spells and their impact on the growth of young plantations established with the containerized planting stock. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 66, 1: 89–99.
- MAUER O., HOUSKOVÁ K. 2019. Možnosti a limity užití krytokořenného sadebního materiálu při obnovách standardních a kalamitních holin. In: Houšková K., Jan D. (eds.) Pěstování sadebního materiálu pro zalesnění kalamitních holin. Nová Role, 12.6.2019. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 17–30.
- McKAY H.M. 1992. Electrolyte leakage from fine roots of conifer seedlings: a rapid index of plant vitality following cold storage. *Canadian Journal of Forest Research*, 22, 9: 1371–1377.
- ÖGREN E. 1997. Relationship between temperature, respiratory loss of sugar and premature dehardening in dormant Scots pine seedlings. *Tree Physiology*, 17, 1: 47–51.
- PALÁTOVÁ E. 2004. Effect of increased nitrogen depositions and drought stress on the development of young Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. stands. *Dendrobiology*, 51: 41–45.
- PERNOT C., THIFFAULT N., DESROCHERS A. 2019. Influence of root system characteristics on black spruce seedling responses to limiting conditions. *Plants*, 8, 3: 70.
- SALAŠ P., VLK R., ROŽNOVSKÝ J., BURDOVÁ J. 2018. Využití hydroabsorbentů při školkařské produkci i výsadbě dřevin. In: Aktuální problematika školkařství ČR v roce 2018. Svaz školkařů ČR, Sdružení lesních školkařů, z.s.: 49–53.
- SARVAŠ M. 1998. Vplyv mrazu a sucha na stratu elektrolytu z hlavného koreňa a následnú ujatost' duba. In: Lesy a lesnícky výskum pre tretie tisícročie. Zvolen, 11.-14.10.1998. Zvolen, Lesnícky výskumný ústav: 125-130.
- SARVAŠ M. 2002. Determination of effects of desiccation and frost stresses on the physiological quality of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) seedlings by measurement of electrolyte leakage from the root system. *Journal of Forest Science*, 48, 8: 366–371.
- VALTERA J. 2009. Půdní substráty, komposty, zeminy, hydroponické roztoky. In: Zvyšování kvalifikačních znalostí a dovedností technických pracovníků v oboru lesního školkařství. Brno, Tribun EU, Mendelova univerzita v Brně: 292–301.
- VAVŘÍČEK D., PECHÁČEK J. 2019. Rizika kalamitních holin ve vztahu k půdnímu prostředí lesního ekosystému v rámci PLO 16 Českomoravská vysočina. In: Pavloňová G., Soprová K. (eds.) Setkání lesníků Vysočiny 2019. Vilémov, 27.6.2019. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 17–32.

PŮSOBENÍ ALGINITU NA LESNÍ KULTURY VYSAZENÉ NA BÝVALÝCH ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH

EFFECT OF ALGINITE ON YOUNG PLANTATIONS PLANTED ON FORMER AGRICULTURAL AREAS

JIŘÍ ZÁRUBA, JOSEF GALLO, MARTIN BALÁŠ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýčká 129,
Praha 6 – Suchbátka, 165 00, Česká republika, korespondenční autor: Jiří Záruba (zaruba@fld.czu.cz)

ABSTRACT

The paper deals with the influence of alginite on young plantations on agricultural land. The development and health status of selected tree species planted on abandoned agricultural lands were evaluated. Various problems arise when afforesting agricultural land using artificial regeneration. One of the main problems is the high mortality of planted trees. One of the possible ways to reduce initial mortality is the use of different ameliorative substances. Alginite was used in this experiment. The application of alginite on the experimental plots was performed in three weight variants, specifically 1.5 kg, 0.5 kg, and control (without alginite). The experimental plots were located in the region of Polabí near Odolena Voda town. All measurements were conducted annually in the autumn since 2013. The height of each transplant was measured, and the health condition was assessed. Based on the results from the "Hnojště" research plot, alginite acted up to 2 years after planting. Furthermore, the addition of alginite as an ameliorative substance was insufficient for deciduous trees planting. In the future, it is clear that alginite can lose its positive effects relatively quickly after application on such rich soils. It is also possible to address the issue of alginite combined with other measures to improve trees' growth and health status.

Keywords: Polabí, soil conditioner, afforestation, growth, vitality

ABSTRAKT

Příspěvek se abstraktu zabývá vlivem alginitu na lesní kultury, ale také vývojem a zdravotním stavem vybraných dřevin, které byly vysazeny na bývalých zemědělských plochách. Při zalesňování zemědělské půdy umělou obnovou vznikají nejrůznější problémy. Jedním z hlavních problémů je vysoká mortalita sazenic. Způsob, jak snížit mortalitu, je využití různých melioračních hmot. V případě tohoto pokusu byl využit alginit. Aplikace alginitu na pokusných plochách proběhla ve třech hmotnostních variantách a to 1,5 kg, 0,5 kg a kontrolní (bez alginitu). Pokusné plochy se nacházejí v Polabí poblíž města Odolena Voda. Měření probíhá každý rok na podzim od roku 2013. Při měření se měří výška každé sazenice a posuzuje se zdravotní stav. Výsledky na pokusných plochách ukázaly, že v případě plochy „Hnojště“ působil alginit pouze 2 roky po výsadbě. Dále je patrné, že přidání alginitu jako meliorační hmoty je nedostatečné v případě výsadby listnatých dřevin. Do budoucna je zřejmé, že na takto bohatých půdách může alginit poměrně rychle od výsadby ztrácet své pozitivní účinky. Je možné se rovněž zabývat otázkou kombinace alginitu a dalších opatření pro zlepšení růstu a zdravotního stavu sazenic.

Klíčová slova: Polabí, meliorační hmota, zalesňování, růst, vitalita

Úvod

S rostoucím vývojem populace a s neustále se zvyšujícími nároky na život i průmysl se dostala do podvědomí lidí problematika zalesňování. Kvůli rostoucí potřebě dřeva, ať už jako paliva nebo stavebního materiálu, byla v minulosti odlesněna velká část území (LOŽEK 2007). Následně takové rozsáhlé zásahy do krajiny způsobily úbytek produkce dříví tak, že lesy nebyly schopny uspokojit poptávku. Následovalo působení silné eroze, zejména na půdách s vyšším sklonem např. na pahorkatinách (VACEK, SIMON 2009). Přírozená obnova lesa a zásob dříví v lesích trvá poměrně dlouhou dobu. S neustále rostoucí poptávkou po dříví postupně přestala stačit přírozená obnova a přistoupilo se k obnově umělé. Velký přelom v lesnictví znamenal vznik prvních lesních zákonů v 18. století. V této době se zvýšila poptávka po kvalitním dříví a specifických sortimentech, především kvůli rozšíření hornictví. Za tyto nově vzniklé zákony vděčíme Marii Terezii, která se snažila o zmírnění devastací lesních porostů (ŠPULÁK, KACÁLEK 2011). Významným milníkem v zalesňování zemědělské půdy bylo období po druhé světové válce, kdy na území České republiky bylo zalesněno rozsáhlé území (KOZAK et al. 2007). Se vstupem České republiky do Evropské unie se mnoha vlastníkům pozemků podařilo získat dotace na zalesnění zemědělských půd, které už nebyly vhodné pro zemědělské účely. Toto zalesnění má tak za následek zlepšení ekologické stability a celkových podmínek v krajině (ŠPULÁK, KACÁLEK 2011).

Důležitým aspektem pro výběr vhodné lokality pro zalesňování bývalých zemědělských půd je samotný výběr stanoviště. Mělo by se jednat o plochy, které jsou již opuštěné a nejsou vhodné k dalšímu zemědělskému využití. Důvodů, proč tomu tak může být, je několik. Faktorem, který ovlivňuje tyto plochy, je právě půdní typ. Pokud je půda příliš skeletovitá, nebo naopak mělká, je velmi těžké ji obhospodářit. Půda není rovněž příliš vhodná pro zemědělské využití v oblastech sužovaných suchem, nebo naopak na podmáčených stanovištích. Zalesňování těchto ploch je dlouhodobý proces, který trvá několik desetiletí. V tomto období se zcela mění ráz krajiny z intenzivně obhospodařované na krajinu lesní. V procesu zalesňování nastává několik problémů, mezi které patří hlavně častá mortalita sazenic v jejich rané růstové fázi. Příčinou mortality je většinou nedostatek živin nebo špatná dostupnost vody (sucho) na stanovišti (ŠINDELÁŘ 2003). Tyto nedostatky mohou být alespoň částečně eliminovány používáním melioračních hmot, zpravidla biologických či chemických, nebo půdních kondicionérů. Cílem tohoto příspěvku je zhodnocení vlivu alginitu, což je prostředek k úpravě půdních vlastností na dynamiku odrůstání lesních kultur a jejich mortalitu v rámci zalesňování bývalých zemědělských půd.

Alginit patří mezi biologické přípravky, který je tvořen ze dvou částí. První část alginitu je hornina a druhá, podstatnější část, je tvořena mrtvými těly řas, což zapříčiňuje vysoký podíl organické hmoty. Alginit vznikl v bazaltovém vulkanismu. V jezerech vzniklých vulkanickou činností se nejlépe dařilo řasám rodu *Botryococcus braunii*, které po odumření klesaly a sedimentovaly na dně takovýchto jezer. K sedimentujícím řasám se přidaly i sedimentující jílové částice a další minerální

látky, které vytvořily základ pro vznik alginitu (KADÁR 2015). Mezi nezpochybnitelné výhody alginitu patří především zadržování živin v půdě a modifikace kyselosti půd (pH). Dále zabraňuje vodě sestupovat do nižších horizontů půdy tím, že ji váže v těsné blízkosti kořenového systému, přičemž na něj nepůsobí fytotoxicky. Mimoto má alginit schopnost poutat těžké kovy (VASS, KONEČNÝ 1998).

MATERIÁL A METODIKA

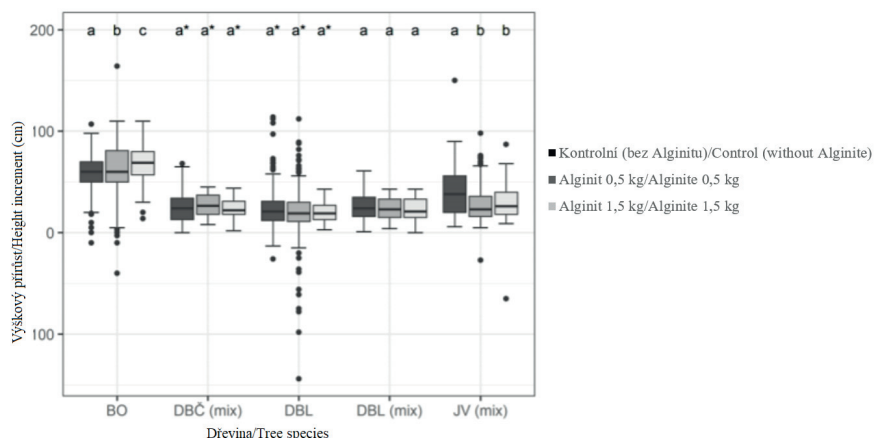
Design celého výzkumu je podrobně popsán v příspěvku TUŽINSKÝ (2013). Předkládaný příspěvek se zaměřuje na zhodnocení vývoje kultur na dvou výzkumných plochách, které jsou od sebe vzdáleny cca 3 km. První plocha „U Lomu“ (50°13.9597' N; 14°25.5774' E) je situována v blízkosti obce Odolena Voda a druhá „Hnojště“ (50°14.0593' N; 14°28.2153' E) se nachází u obce Předboj. Obě sledované plochy se nachází v přírodní lesní oblasti (PLO) 17 – Polabí. Na ploše „U Lomu“ byl vylišen půdní typ kambizem modální eubazická a mezobazická a na ploše „Hnojště“ se jedná o černozem degradovanou. Plocha „U Lomu“ se skládá z 36 čtverců o výměře 400 m², zatímco plocha „Hnojště“ se skládá pouze z 32 takovýchto čtverců. Na obou plochách byly při výsadbě shodně vylišeny dvě varianty lišící se množstvím přidaného alginitu (1,5 kg a 0,5 kg na čtverec) a kontrolní varianta bez aplikace alginitu. Pro zalesnění lokality „U Lomu“ byly použity následující dřeviny: douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), dub letní (*Quercus robur*), dub červený (*Quercus rubra*) a javor mléč (*Acer platanoides*). Dřeviny byly na čtverce vysázeny jako čistá monokultura douglasky tisolisté, čistá monokultura dubu letního a smíšená kultura dubu letního, dubu červeného a javoru mléče (varianta MIX). Všechny dřeviny byly vysázeny ve sponu 1 × 1 m (tj. 400 sazenic na čtverec) s výjimkou douglasky, která byla vysazena ve sponu 1 × 2 m (tj. 200 sazenic na čtverec). Na ploše „Hnojště“ byly použity dřeviny: borovice lesní, dub letní, dub červený a javor mléč. Na této ploše byly sazenice vysázeny jako čistá monokultura borovice lesní, čistá monokultura dubu letního a smíšená kultura dubu letního, dubu červeného a javoru mléče. Pro všechny výše uvedené dřeviny byl použit spon 1 × 1 m (tj. 400 sazenic na jeden čtverec). Data byla každoročně získávána podle stejné metodiky z obou výzkumných ploch od roku 2013, kdy byly tyto plochy založeny. Měření probíhalo vždy na podzim a měřila se výška sazenic pomocí výškoměrné latě s přesností 1 cm a zároveň byl hodnocen zdravotní stav sazenic. Zdravotní stav se rozděloval do 4 zdravotních tříd:

1. Zdravý a vitální jedinec
2. Jedinec mírně poškozený, zaostalý nebo s výrazně špatným zdravotním stavem
3. Výrazně poškozený jedinec
4. Odumřelý jedinec

Výsledky

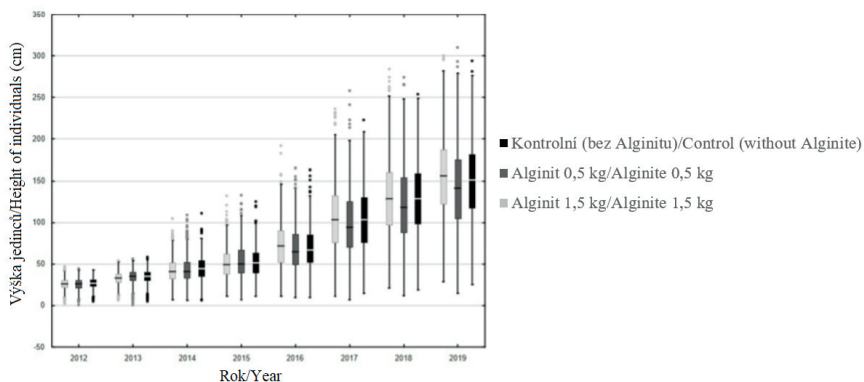
Na ploše „Hnojště“ je patrné, že největší výškový přírůst za rok 2019 byl zaznamenán u borovice lesní. Naopak nejmenší výškový přírůst byl zaznamenán u dubu letního jak v čistých monokulturách, tak i ve smíšených variantách (Obr. 1). Na Obr. 2 jsou zachyceny výšky jedinců od založení výzkumné plochy

„Hnojště“ s rozdělením podle variant množství aplikace alginitu. Je zřejmé, že v roce 2014 poprvé dosahovaly varianty s alginitem menších výšek než varianta bez alginitu. Od tohoto roku nepřetržitě vykazuje varianta bez alginitu vyšší výšky sazenic než zbylé varianty s alginitem, přičemž je patrný poměrně velký rozptyl jednotlivých výšek sazenic (Obr. 2). Počty jedinců borovice lesní rozdělené do zdravotních tříd jsou pro pokusnou plochu „U Lomu“ zobrazeny na Obr. 3, na



Obr. 1: Výškový přírůstek všech dřevin za rok 2019 na pokusné ploše „Hnojště“

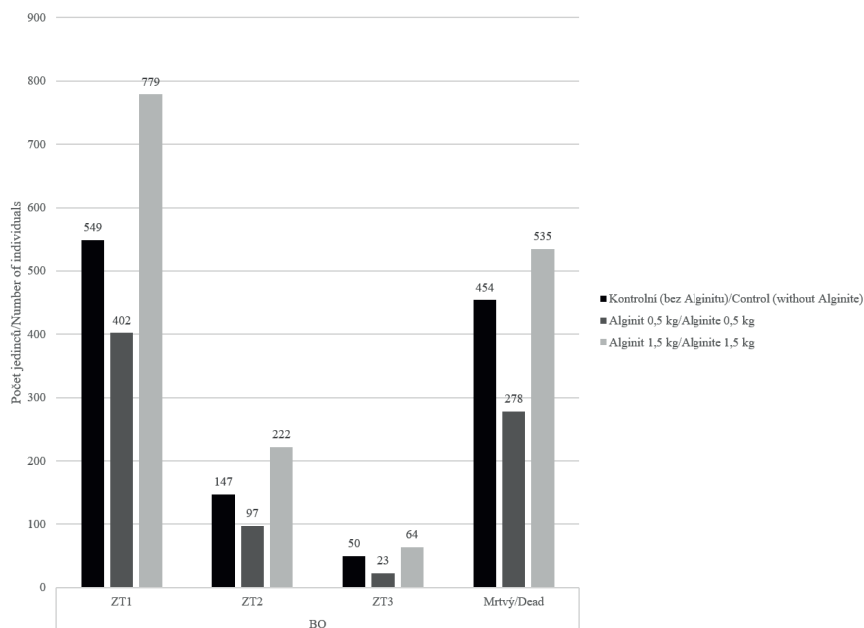
Fig. 1: Height increment of trees in 2019 on the research plot „Hnojště“



Obr. 2: Vývoj výšky dubu na pokusné ploše „Hnojště“ od roku 2012

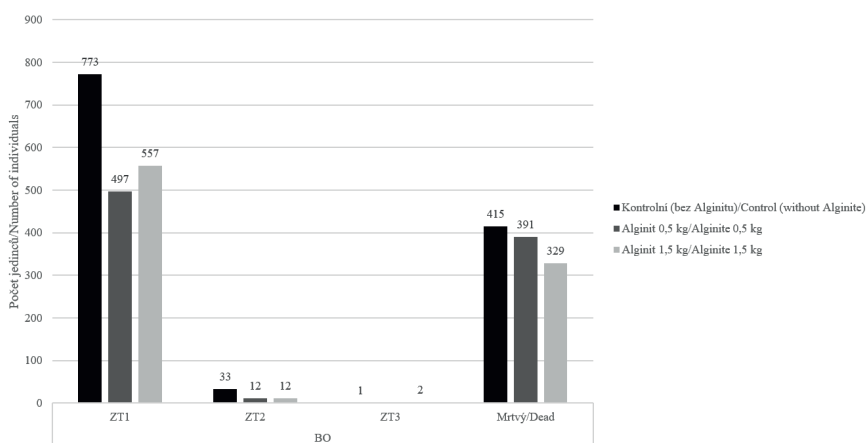
Fig. 2: Height development of common oak on the research plot „Hnojště“ since 2012

lokalitě „Hnojště“ na Obr. 4. Borovice mají na ploše „U Lomu“ nejvíce jedinců v první zdravotní třídě na variantě 1,5 kg alginitu, a to 779 jedinců (Obr. 3), zatímco na ploše „Hnojště“ je nejvíce zastoupených jedinců v první zdravotní třídě na hmotnostní variantě bez alginitu, a to celkem 773 jedinců (Obr. 4). Na ploše „U Lomu“ jsou ve větším počtu zastoupeni jedinci ve zdravotních třídách 2 a 3 na všech hmotnostních variantách alginitu než na ploše „Hnojště“ (Obr. 3 a 4). Průměrné výšky všech jedinců na obou výzkumných plochách jsou znázorněny na Obr. 5 a 6. Nejmenší průměrné výšky byly zaznamenány u listnatých dřevin,



Obr. 3: Zdravotní stav borovice lesní (BO) na ploše „U Lomu“ v roce 2020

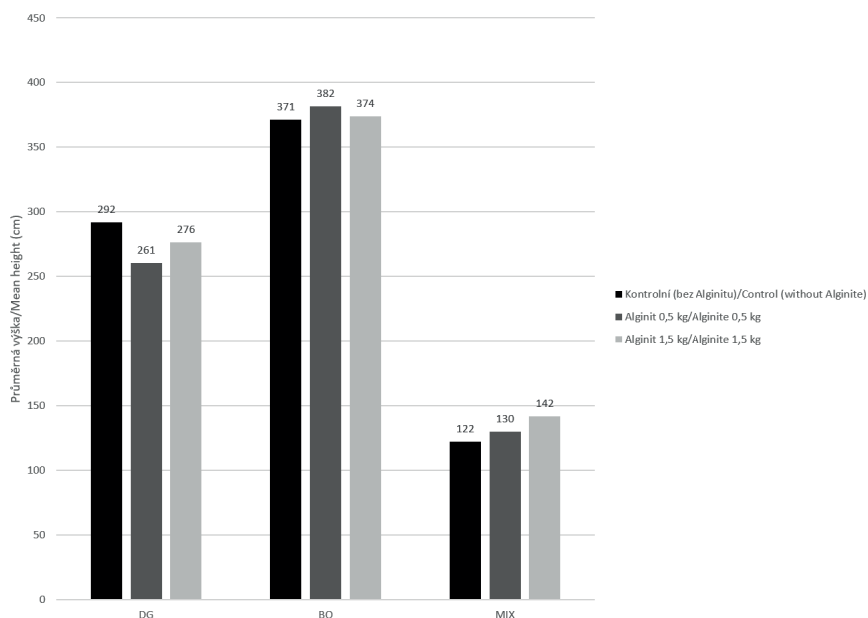
Fig. 3: Health status of Scots pine (BO) on the research plot „U Lomu“ in 2020



Obr. 4: Zdravotní stav borovice lesní (BO) na ploše „Hnojště“ v roce 2020

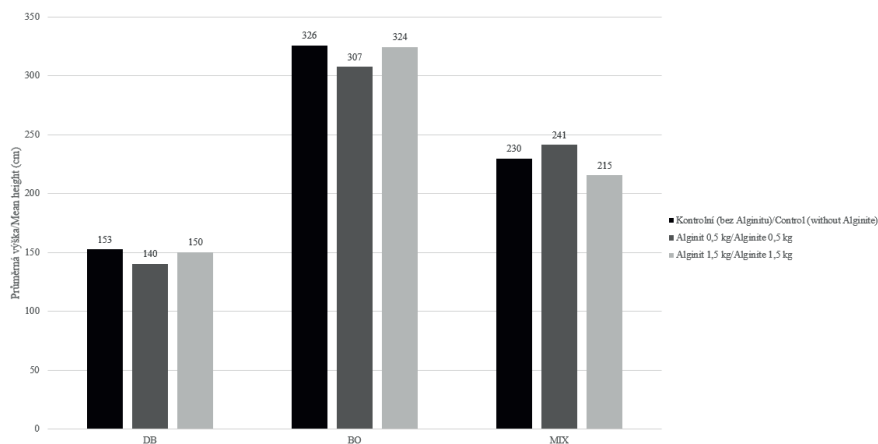
Fig. 4: Health status of Scots pine (BO) on the research plot „Hnojště“ in 2020

zejména u dubu letního (Obr. 5 a 6). Na ploše „Hnojště“ byla průměrná výška dubu letního 147 cm, zatímco na ploše „U Lomu“ byla výška dubu letního pouze 132 cm (Obr. 5 a 6). Varianta dřevin MIX má na lokalitě „Hnojště“ vyšší průměrné výšky především kvůli zastoupení javoru mléče (Obr. 6).



Obr. 5: Průměrné výšky stromů na ploše „U Lomu“ v roce 2020

Fig. 5: Mean tree heights on the research plot „U Lomu“ in 2020



Obr. 6: Průměrné výšky stromů na ploše „Hnojiště“ v roce 2020

Fig. 6: Mean tree heights on the research plot „Hnojiště“ in 2020

DISKUSE

Zvažování aplikace různých hnojiv, vápnění a půdních kondicionérů je motivováno výskytem extrémních klimatických jevů (GALLO et al. 2014; GALLO et al. 2017; GALLO et al. 2020), snahou zlepšit iniciační charakteristiky růstu i ujíma-

vosti a celkově zlepšit půdní prostředí pro vývoj lesní kultury (PODRÁZSKÝ 2006; GALLO et al. 2021). V řadě případů může při zakládání nových výsadeb na volných plochách hrát roli i velikost použitého sadebního materiálu (KUNEŠ et al. 2014; GALLO et al. 2018a; GALLO et al. 2018b). Předkládaný příspěvek se zaměřil na aplikaci půdního kondicionéru alginitu, který je vytvořen na bázi horniny ze zkamenělých mořských řas (TUŽINSKÝ 2013; KUPKA et al. 2015; TUŽINSKÝ et al. 2015; CUKOR et al. 2017). Pro účely tohoto příspěvku byly hodnoceny dvě výzkumné plochy s experimentálními výsadbami v PLO 17 – Polabí.

V případě plochy „Hnojště“ byl pozorován největší přírůst u borovice lesní. S největší pravděpodobností je to způsobeno charakterem dřeviny. Borovice lesní je pionýrská dřevina a jednou z předností borovice je její široká ekologická valence. Tento fakt je možné dokladovat i prostřednictvím Obr. 5 a 6, kde jsou zachyceny průměrné výšky. Listnaté dřeviny špatně snášejí místní podmínky, a proto dosahují nejmenších výšek (TUČEKOVÁ, HALÁK 2011). Při zalesňování vykazovaly plochy stejné ekologické podmínky jako mýtina vzniklá po holoseči velkého rozsahu, proto je vhodné při zalesňování zemědělských ploch využívat meliorační hmoty nebo jiná opatření (HATLAPATKOVÁ, PODRÁZSKÝ 2011).

Ze všech vybraných dřevin se s tímto problémem borovice vyrovnala nejlépe. Dalším možným důvodem, proč borovice vykazuje největší přírůst, je série velmi horkých a suchých let. Roky 2015, 2016 a 2017 byly v moderní historii nejteplejší (ŠIŠÁK et al. 2019). Je také možné, že po tak dlouhé době od výsadby se začínají projevovat charakteristiky růstu jednotlivých dřevin a působení alginitu již pozbylo účinku. Ztráta pozitivních účinků alginitu je právě zachycena na Obr. 2. Vysvětlením tohoto jevu je, že přidání alginitu na takto bohaté půdy je neefektivní a v dlouhodobém měřítku alginit na takovýchto půdách nedokáže udržet svoje pozitivní účinky. Z toho vyplývá, že alginit je lepší aplikovat na půdy lehké a vzdušné, většinou se špatným hydrickým poměrem (CUKOR et al. 2017, TUŽINSKÝ et al. 2015). Na druhou stranu, KUPKA et al. (2015) a CUKOR et al. (2017) zjistili pozitivní účinky alginitu po delší době od aplikace. Aplikaci alginitu nedochází pouze k ovlivnění výšek sazenic, ale také k ovlivňování zdravotního stavu a mortality sazenic (ERAFUR et al. 2008, BARBEITO et al. 2012). Na sazenice po výsadbě působily i jiné negativní vlivy jako například škody zvěří, což je faktor zásadně limitující vývoj lesních kultur na mnoha místech v ČR (FUCHS et al. 2021). Zejména v prvních letech bylo výrazné poškození zvěří. Z tohoto důvodu se muselo přistoupit k vytvoření oplocenky kolem celé plochy (KUPKA et al. 2015). Rozdílné zastoupení jedinců ve zdravotních třídách vycházející z Obr. 3 a 4 může být způsobeno jednak rozdílným typem půd anebo lokálními podmínkami (PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK 2002).

ZÁVĚR

Jedním ze zajímavých výsledků celého pokusu bylo, že na výzkumné ploše „Hnojště“ přestal alginit působit po krátké době od výsadby. Ukázalo se, že přidání alginitu je vhodné zvažovat především na půdách chudých nebo se špatným hydrickým režimem. Dalším výsledkem je, že i přes přidání meliorační hmoty, jakou je alginit, sazenice především listnatých dřevin vykazovaly menší výšky a zhoršený

zdravotní stav. Do budoucna by bylo vhodné se zabývat i otázkou, jak ovlivnit působení negativních ekologických faktorů na nově zalesněné ploše. Přidání meliorační hmoty v kombinaci s dalšími opatřeními se totiž jeví jako jedno z mnohých řešení při zalesňování zemědělských půd v podmínkách probíhající globální klimatické změny doprovázené častým výskytem suchých period a pravděpodobně bude v blízké budoucnosti čím dál aktuálnější a vyhledávanější.

PODĚKOVÁNÍ

Príspevek vznikl za podpory výzkumného projektu NAZV QK191032 Optimalizace dotačního titulu na zalesňování zemědělské půdy. Při vzniku příspěvku, jakož při vlastním provedení zalesňovacích prací, bylo využito zázemí Výzkumné stanice Truba u Kostelce nad Černými lesy.

LITERATURA

- BARBEITO I., DAWES M., RIXEN C., SENN J., BEBI P. 2012. Factors driving mortality and growth at tree line: a 30-year experiment of 92 000 conifers. *Ecology*, 93: 389–401. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-0384.1>
- CUKOR J., LINHART L., VACEK Z., BALÁŠ M., LINDA R. 2017. The effects of alginite fertilization on selected tree species seedlings performance on afforested agricultural lands. *Central European Forestry Journal*, 63, 1: 48–56.
- ERAFUR C., BERGSTEN U., CHANTAL M. 2008. Establishment of direct seeded seedlings of Norway spruce and Scots pine: effects of stand conditions, orientation and distance with respect to shelter tree, and fertilisation. *Forest Ecology and Management*, 255: 1186–1195. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.024>
- FUCHS Z., VACEK Z., VACEK S., GALLO J. 2021. Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). *Central European Forestry Journal*, 67, 3: 166–180.
- GALLO J., KUNEŠ I., BALÁŠ M., NOVÁKOVÁ O., DRURY M.L. 2014. Occurrence of frost episodes and their dynamics in height gradient above the ground in the Jizerské hory Mts. *Journal of Forest Science*, 60, 1: 35–41. DOI: <https://doi.org/10.17221/83/2013-JFS>
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., KUNEŠ I. 2017. Growth performance and resistance to near-ground late frosts of *Fagus sylvatica* L. plantation treated by a brassinosteroid compound. *Journal of Forest Science*, 63, 3: 117–125. DOI: <https://doi.org/10.17221/67/2016-JFS>
- GALLO J., KUNEŠ I., BALÁŠ M. 2018a. Importance of artificial regeneration and silviculture for the conservation and restoration of wildlife. In: Rajapakse N.M.R. (ed.) *Wildlanka International Symposium 2018: Conservation – Reef to Ridge*. [Proceedings of the Annual Session], 7.–9.8.2018. Colombo, Sri Lanka, Department of Wildlife Conservation: art. No. 33.
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., CUKOR J., KUNEŠ I. 2018b. Iniciální zhodnocení experimentální výsadby s bukovými poloodrostky nové generace na živném a vysychavém stanovišti v lokalitě Vintířov-Sedlec. In: Baláš M., Pod-

- rázský V., Gallo J. (eds.) Proceedings of Central European Silviculture. Volume 8. Pěstování lesů ve střední Evropě. Sborník vědeckých prací. Doksy, 4.–5.9.2018. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 39–46.
- GALLO J., BALÁŠ M., LINDA R., KUNEŠ I. 2020. The effects of planting stock size and weeding on survival and growth of small-leaved lime under drought-heat stress in the Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*, 137, 1: 43–66.
- GALLO J., VACEK Z., VACEK S. 2021. Quarter of a century of forest fertilization and liming research at the Department of Silviculture in Prague, Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 67, 3: 123–134.
- HATLAPATKOVÁ L., PODRÁZSKÝ V. 2011. Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56, 3: 228–234.
- KADÁRI. 2015. Effect of Gércé alginite on the fertility of an acid sandy soil. *Agrokémia és Talajtan*, 64, 2: 437–452. DOI: <https://doi.org/10.1080/17474230701218244>
- KOZAK J., ESTREGUIL C., TROLL M. 2007. Forest cover changes in the northern Carpathians in the 20th century: a slow transition. *Journal of Land Use Science*, 2, 2: 127–146. DOI: <https://doi.org/10.1080/17474230701218244>
- KUPKA I., PRKNOVÁ H., HOLUBÍK O., TUŽINSKÝ M. 2015. Účinek přípravků na bázi řas na ujmavost a odrůstání výsadeb lesních dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60, 1: 24–28.
- LOŽEK V. 2007. Zrcadlo minulosti. Praha, Dokořán: 198 s.
- PODRÁZSKÝ V., ŠTĚPÁNÍK R. 2002. Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. *Zprávy lesnického výzkumu*, 47, 2: 53–56.
- PODRÁZSKÝ V. 2006. Fertilization as an ameliorative measure—examples of the research at the Faculty of Forestry and Environment CUA in Prague. *Journal of Forest Science*, 52: 58–64. DOI: <https://doi.org/10.17221/10161-JFS>
- ŠINDELÁŘ J. 2003. Aktuální problémy a možnosti pěstování douglasky tisolisté. *Lesnická práce*, 82, 5: 14–16.
- ŠIŠÁK L., RIEDL M., KAHUDA J., ULRICH R. 2019. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky: Report on the state of forests and forestry in the Czech Republic. Praha, Lesnická práce: 110 s.
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. 2011. Historie zalesňování nelesních půd na území České republiky. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56, 1: 49–57.
- TUČEKOVÁ A., HALÁK A. 2011. Vývoj lesných kultúr na kalamitných holinách v Tatrách. In: Tužinský L., Gregor J. (eds) *Veterná kalamita a smrekové ekosystémy*. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 173–183.
- TUŽINSKÝ M. 2013. Založenie výskumných plôch pre sledovanie výsadiieb na poľnohospodárskej pôde. In: Baláš M., Podrázský V., Kučeravá B. (eds.) *Proceedings of Central European Silviculture*. Kostelec nad Černými lesy, 2.-3.7.2013. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 309–316.
- TUŽINSKÝ M., KUPKA I., PODRÁZSKÝ V., PRKNOVÁ H. 2015. Influence of the mineral rock Alginite on survival rate and re-growth of selected tree species on agricultural land. *Journal of Forest Science*, 61, 9: 399–405. DOI: <https://doi.org/10.17221/11/2015-JFS>
- VACEK S., SIMON J. 2009. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. Kostelec nad Černými lesy, *Lesnická práce*: 792 s.

VASS D., KONEČNÝ V., ELEČKO M. 1998. Alginit - nová ekologická surovina vhodná na využití v lesnom hospodárstve. Lesnictví – Forestry, 44, 12: 348–357.

ATRIBUTY MANAGEMENTU PODPORUJÍCÍHO BIODIVERZITU SAPROXYLICKÝCH DRUHŮ HMYZU

MANAGEMENT ATTRIBUTES SUPPORTING BIODIVERSITY OF SAPROXYLIC INSECT SPECIES

VÁCLAV ZUMR, JIŘÍ REMEŠ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýč-
ká 129, 165 00 Praha 6 – Suchbátka, Česká republika, zumr@fld.czu.cz

ABSTRACT

At the regional scale, biodiversity is most influenced by the majority parts of our landscape. Managed forests occupy the majority of the forest area and are the main contributors to biodiversity even at a supra-regional scale. The aim of this paper was to elaborate, based on a thorough analysis of the scientific literature, basic data on the most important factors affecting the biodiversity of saproxylic beetles, which are indicators of forest diversity. The main drivers of saproxylic beetle biodiversity were defined as sufficient sunlight, dead wood and continuity of specific microhabitats.

Klíčová slova: mrtvé dřevo, saproxylicti brouci, bioindikátor

ABSTRAKT

V krajině měřítku biodiverzitu nejvíce ovlivňují majoritně zastoupené části naší krajiny. Hospodářské porosty zabírají většinu z plochy lesů a jsou hlavními nositeli biologické rozmanitosti i v nadregionálním měřítku. Práce si uložila za cíl zpracovat na základě důkladného rozboru vědecké literatury základní údaje o nejdůležitějších faktorech, které ovlivňují biologickou rozmanitost saproxylických brouků, kteří jsou indikátory lesní rozmanitosti. Hlavními hybateli biodiverzity saproxylických brouků byly definovány: dostatek oslunění, mrtvé dřevo a kontinuita specifických mikrostanišť.

Keywords: dead wood, saproxylic beetles, bioindicator

Úvod

Lesnická odborná společnost je tradičně konzervativní a vnímá od hluboké historie lesy jako zdroj produkce dřevní substance. Tržby za prodej dříví jsou dosud jediným zásadním příjmem, který financuje aktivity lesnického oboru. Avšak lesy plní řadu výjimečných mimoprodukčních funkcí, které jsou veřejností vnímány jako bezplatné. S rozvojem a bohatnutím společnosti se mění poptávka, jaké funkce lesa mají být upřednostňovány. V současnosti se společnost přiklání stále více

na stranu mimoprodukčních funkcí lesa, jako je např. funkce půdoochranná nebo vodohospodářská, do popředí zájmu se ale dostává i otázka biodiverzity. S tím je spojena i otázka, do jaké míry může účinná podpora biologické rozmanitosti zatěžovat ekonomiku lesních podniků. To je zvláště důležité proto, že hospodářské porosty tvoří majoritní část lesů v České republice a jsou bezesporu nejdůležitějším nositelem celkové biologické rozmanitosti v širokém krajinném měřítku. Porosty v dnešní podobě jsou kritizovány už od dob, kdy vznikaly, např. ROUBALEM (1915) bylo poznamenáno: „*Nanejvýš fatální ovšem jest chorobná mánie, zvlášť poslední doby, měniti podstatně druhy dřevin v té oné krajině: přímo tragičnost vtělena v známou praxi, sázeti jen to, co rychle roste, bez ohledu na podnebí, půdu, tradice, ostatní souvislosti formaci rostlin i živočichů na tom místě*“. Tento stav z hlediska biodiverzity je kritizován i v současnosti např. (NIETO, ALEXANDER 2010, KRÁSA 2015, CÁLIX et al. 2018). Jako indikátor biologické rozmanitosti jsou tradičně bráni saproxylicti brouci (SPEIGHT 1989, DAVIES et al. 2008, HORÁK 2008, NIETO, ALEXANDER 2010). Saproxylické organismy obecně jsou závislé na odumřelém dřevu v jakékoli fázi vlastního vývoje a v jakékoli fázi rozkladu dřeva (SPEIGHT 1989, ALEXANDER 2008, BAČE, SVOBODA 2016, JAWORSKI et al. 2019).

Na základě publikovaných vědeckých poznatků byly v tomto příspěvku definovány základní atributy, které tvoří stěžejní aspekty v životě saproxylických brouků. Každý z atributů bude krátce rozveden v samostatné kapitole. Těmito atributy jsou:

- Oslunění;
- Mrtvé dřevo;
- Kontinuita vhodného prostředí.

OSLUNĚNÍ

Mnoha studiemi bylo dokázáno, že dostatečné oslunění je velmi důležitý faktor pro maximální diverzitu saproxylických brouků, např. (RANIUS, JANSSON 2000, HORÁK, RÉBL 2013, HORÁK et al. 2014, LACHAT et al. 2012, 2016, PAIRMAN, BOUGET 2018). Prosluněné hospodářské lesy v současnosti zpravidla nenajdeme, protože maximální produkce dřevní hmoty je spojena s plným využitím disponibilní růstové plochy a tím i s plným horizontálním nebo vertikálním zápojem dřevin. Paradoxně je ale možné, že lesy v minulosti byly daleko světlejší (alespoň na určitých typech stanovišť) a nebyly plně zapojené a nepřístupné pralesy, tak jak si idealizujeme. Jak si můžeme představit podobu dřívějších lesů? Do hry vstupovali velcí býložravci, kteří ovlivňovali strukturu krajiny především v nižších a středních polohách, a tak krajina mohla podobná dnešním (oborně) pastevním lesům (VERA 2000, 2012). Dalším aspektem v životě saproxylických brouků, kteří se adaptovali na životní podmínky během dlouhé druhové geneze, taktéž silně koresponduje s osluněním. Velká řada z této skupiny brouků je v larválním vývoji závislá na mrtvém dřevu, avšak dospělci se nutně potřebují živit nektarem a jinými produkty z květů rostlin a keřů (HORÁK 2008, MÜLLER et al. 2008, BOUGET et al. 2013). I v případech vysokých objemů mrtvého dřeva a jejich mikrostanovišť, se florikolní druhy nebudou vyskytovat bez nutné potravní nabídky v dospělosti.

V plně zapojených hospodářských porostech se kvetoucí rostliny a silně kvetoucí nektarodárné keře (např. *Crataegus*) nenacházejí. Tyto aspekty jsou důvodem proč většina specialistů na slunné a teplé expozice je vedena v červených seznamech ohrožených druhů (JONSSSEL et al. 1998, SEIBOLD et al. 2015).

MRTVÉ DŘEVO

Mrtvé dřevo je v hospodářských porostech přítomno obvykle velmi sporadicky. Je přítom obecně známo, že s narůstajícím objemem nekromasy roste počet saproxylických druhů brouků, např. (RANIUS, FAHRIG 2006, MÜLLER et al. 2015, LACHAT et al. 2016, BRIN et al. 2011, 2016, SANDSTRÖM et al. 2018, DOERFLER et al. 2020, COURS et al. 2021). Je však důležité definovat, jaký je vlastně optimální objem mrtvého dřeva ponechaného v porostu k zetlení. Touto otázkou se entomologové a jejich vědecké práce v posledních letech velmi zabývají. Řada autorů (HAASE et al. 1998, MÜLLER, BÜTLER 2010, GOSSNER et al. 2013, MÜLLER et al. 2015, PROCHÁZKA, SCHLAGHAMERSKÝ 2019) dospěla v jejich aplikovaných výzkumech ke konsenzu, že v rozmezí 20–60 m³/ha objemu mrtvého dřeva je pozorován nejvyšší počet druhů. Tento objem lze tedy považovat za maximální cíl, ke kterému bychom se měli víceméně přiblížit, pokud bychom chtěli aktivním pěstebním managementem podporovat biodiverzitu. Pro porovnání objem v ČR podle inventarizací činí 7–14 m³/ha pro lesy do 700 m n. m. (VAŠÍČEK 2007, KUČERA, ADOLT 2019), podrobnější údaje o objemech jsou v práci ZUMR, REMEŠ (2020). Význam obou atributů (Mrtvé dřevo vs. Oslunění) spolu negativně koreluje, to znamená, že s narůstající expozicí sluneční insolace přestává být objem mrtvého dřeva tím limitním faktorem a naopak (LACHAT et al. 2012, MÜLLER et al. 2015). Avšak synergický efekt těchto činitelů má obrovský a velmi rychlý vliv na nárůst druhů saproxylických brouků. Nemůžeme to, ale chápat, že když necháme slabou větev na přímém slunci, tak je vše vyřešeno a je vytvořen biotop pro všechny brouky. Není tomu tak, druhy si zachovávají životní biotop: kvalitu, dimenzi, a i například typ hniloby, které mohou vzniknout např. pouze ve velkých dimenzích mrtvého dřeva, např. celých kmenů. Vědci se obecně shodují, že kmeny jsou hodnotnější než větve (BRIN et al. 2011, BOUGET et al. 2014). Celá řada druhů totiž nedokáže žít v malých rozměrech mrtvé biomasy a má stanovenou minimální prahovou tloušťku (BRIN et al. 2011, KRAUS, KRUMM 2013), stejně tak s tloušťkou roste počet saproxylických druhů brouků (LASSAUCE et al. 2012, MACAGNO et al. 2015). V poloze mrtvého dřeva je taktéž podstatný rozdíl. Stojící mrtvé dřevo (torza kmenů) jsou nejvyšším nositelem mikrostanovišť, a to je důvod, proč jsou saproxylickými brouky silně vyhledávané a dávají jim přednost před ležícím dřevem (BERG et al. 1994; SVERDRUP-THYGESON 2001; KAPPES, TOPP 2004; BOUGET et al. 2012, 2013, 2014; LARRIEU et al. 2019)

KONTINUITA

Kontinuita není nic jiného než stálá přítomnost vhodných pobytových mikrostanovišť. Tento atribut je stěžejní pro budoucnost saproxylických brouků (SCHIEGG 2000a, 2000b, BRIN et al. 2016). Celá krajina prošla v historii řadou změn a kontinuita se zcela vytratila. Překrývání, tvorba a uchování velmi cenných lokalit se

dochovaly pouze tam, kde se provozovaly v hluboké minulosti lovecké obory anebo zámecké parky, často ve spojení osobního majetku šlechtických rodů. V tradičním holosečném hospodářství není pro variabilitu mikrostanovišť a celkovou různorodost prostor a kontinuita byla v minulosti zcela přetržena a je cyklicky přerušována. Členitost a plošná diferenciacie porostů, heterogenita a kontinuita mrtvého dřeva, mikrostanovišť je základem pro nejvyšší diverzitu saproxylických brouků (BOUGET et al. 2013, SEIBOLD et al. 2016, SCHALL et al. 2018, DOERFLER et al. 2020, PARISI et al. 2020). Proč je tak důležitá stálost vhodných mikrostanovišť? Praktický teoretický příklad: naleziště velmi vzácného druhu např. na jediném dubovém pařezu, který je specialista na daný typ hniloby právě v dubovém dřevu. Jak pomoci druhu, aby se z naší krajiny nevytratil? V případě pasivity v podpoře se tento druh bude vyskytovat na daném místě a po ztrátě jeho stávaniště z krajiny vymizí (ŠKORPÍK 1999).

ZÁVĚR

Závěrem lze konstatovat, že lesníci mohou relativně velmi rychle obnovit biologickou rozmanitost cílenými kroky. Je dokumentováno, jak obohacování mrtvým dřevem v aktuálně hospodářských porostech s nízkými počty druhů se vyrovná i starým rezervacím bez hospodářských aktivit (DOERFLER 2017, 2018, 2020, ROTH et al. 2019). Stěžejní otázkou však je, kolik to bude stát? Může se lesník „ochudit“ o dříví a tím i o ekonomické zhodnocení pro podpoření biologické rozmanitosti? Z vlastní iniciativy může bez problémů ponechávat mrtvé dřevo zpravidla již trouchlivé, neprodejné nebo typických příkladem jsou strmé svahy, kde je ekonomické nevýhodná těžba dřeva, ale i hodnotné doupné stromy. Staří osvědčení lesníci tento mikromanagement běžně aplikovali. Větší problém nastává při snaze držet porosty v optimálním objemu mrtvého dřeva. Je nutné se více zabývat touto ekonomickou částí, jaká finanční kompenzace by byla potřebná? Bude dostačující 100, 500 či 2000 Kč/ha a jaký bude postup, když dřevo se rozkládá a časem se rozloží? Takové záležitosti budou zajímat lesníky a následně i společnost, která pokud bude chtít biologicky bohatší lesy, tak by měla převzít finanční odpovědnost, např. prostřednictvím platby za ekosystémové služby vlastníkům lesů. Touto kvantifikací se v současné době zabývá i autorský kolektiv tohoto příspěvku (ZUMR et al. 2021). Předběžné kalkulace naznačují roční hodnotu této funkce mezi 500–1000 Kč na hektar lesa.

PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl za pomoci projektu IGA 43120/1312/3106.

LITERATURA

- ALEXANDER K.N.A. 2008. Tree biology and saproxylic coleoptera: issues of definitions, and conservation language. *Revue d'Écologie – la terre et la vie*, 63, (Suppl.) 10: 9–13.
- BERG A., EHNSTRÖM B., GUSTAFSSON L., HALLINGBÄCK T., JONSELL M., WESLIEN J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests – distribution and habitat associations. *Conservation Biology*, 8: 718–731.

- BOUGET C., LARRIEU L., NUSILLARD B., PARMAIN G. 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22: 2111–2130. DOI: 10.1007/s10531-013-0531-3
- BOUGET C., NUSILLARD B., PINEAU X., RICOU C. 2012. Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect Conservation and Diversity*, 5: 264–278. DOI: 10.1111/j.1752-4598.2011.00160.x
- BOUGET C., LARRIEU L., BRIN A. 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36: 656–664. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.09.031
- BRIN A., BOUGET C., BRUSTEL H., JACTEL H. 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation*, 15: 653–669. DOI: 10.1007/s10841-010-9364-5
- BRIN A., VALLADARES L., LADET S., BOUGET C. 2016. Effects of forest continuity on flying saproxylic beetle assemblages in small woodlots embedded in agricultural landscapes. *Biodiversity Conservation*, 25: 587–602. DOI: 10.1007/s10531-016-1076-z
- CÁLIX M., ALEXANDER K.N.A., NIETO A., DODELIN B., SOLDATI F., TELNOV D. et al. 2018. European red list of Saproxylic Beetles [online; cit. 2021-06-02]. Brussels, Belgium, IUCN: 19 s. Available at: <http://www.iucnredlist.org/initiatives/europe/publications>
- COURS J., LARRIEU L., LOPEZ-VAAMONDE C., MÜLLER J., PARMAIN G., THORN S., BOUGET C. 2021. Contrasting responses of habitat conditions and insect biodiversity to pest – or climate-induced dieback in coniferous mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 482. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118811
- DAVIES Z.G., TYLER C., STEWARD G.B., PULLIN A.S. 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17: 209–234. DOI: 10.1007/s10531-007-9242-y
- DOERFLER I., MÜLLER J., GOSSNER M., HOFNER B., WEISSER W. 2017. Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management*, 400: 607–620. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.013>
- DOERFLER I., GOSSNER M., MÜLLER J. et al. 2018. Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation*, 228: 70–78. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.10.013
- DOERFLER I., CADOTTE M., WEISSER W., MÜLLER J., GOSSNER M., HEIBL C., BÄSSLER C., THORN S., SEIBOLD S. 2020. Restoration-oriented forest management affects community assembly patterns of deadwood-dependent organisms. *Journal of Applied Ecology*, 57: 2429–2440. DOI: 10.1111/1365-2664.13741
- GOSSNER M., LACHAT T., BRUNET J., ISACSSON G., BOUGET C., BRUSTEL H., BRANDL R., WEISSER W., MÜLLER J. 2013. Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech fo-

- rests. *Conservation Biology*, 27: 605–614. DOI: 10.1111/cobi.12023
- HAASE V., TOPP W., ZACH P. 1998. Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 7: 137–153.
- HORÁK J. 2008. Ochrana saproxylického hmyzu: chceme řešit příčiny nebo pouze následky? In: Horák J. (ed.) *Brouci vázaní na dřeviny – Beetles Associated with Trees*. Sborník referátů. 26. února 2008, Pardubice. Praha, Česká lesnická společnost: 14–17.
- HORÁK J., RÉBL K. 2013. The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17: 307–318. DOI: 10.1007/s10841-012-9511-2
- HORÁK J., VODKA S., KOUT J., HALDA J.P., BOGUSCH P., PECH P. 2014. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*, 315: 80–85. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.12.018
- JAWORSKI T., PLEWA R., TARWACKI G., SUĆKO K., HILSZCZAŃSKI J., HORÁK J. 2019. Ecologically similar saproxylic beetles depend on diversified deadwood resources: from habitat requirements to management implications. *Forest Ecology and Management*, 449: 117462. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117462
- JONSELL M., WESLIEN J., EHNSTRÖM B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7: 749–764.
- KAPPES H., TOPP W. 2004. Coleoptera from dead wood in a managed broadleaved forest in Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1905–1924.
- KRÁSA A. 2015. Ochrana saproxylického hmyzu a opatření na jeho podporu: metodika AOPK ČR. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: 156 s. ISBN 978-80-88076-15-5
- KRAUS D., KRUMM F. 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *European Forest Institute*: 284 s.
- KUČERA M., ADOLT R. (eds.) 2019. Národní inventarizace lesů v České republice – výsledky druhého cyklu 2011–2015 [online; cit. 2021-06-02]. Vydání první. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. ISBN 978-80-88184-24-9. Dostupné na: http://nil.uhul.cz/downloads/kniha_nil2_web.pdf.
- LACHAT T., WERMELINGER B., GOSSNER M., BUSSLER H., ISACSSON G., MÜLLER J. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Forest Ecology and Management*, 23: 323–331. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.04.013
- LACHAT T., MAXIM C., VASYL C., JORG M., MATEO T., BEAT W. 2016. Influence of canopy gaps on saproxylic beetles in primeval beech forests: a case study from the Uholka-Shyrokyi Luh forest, Ukraine. *Insect Conservation and Diversity*, 9: 559–573. DOI: 10.1111/icad.12188
- LARRIERU L., CABANETTES A., GOUIX N., BURNEL L., BOUGET C., DECONCHAT M. 2019. Postharvesting dynamics of the deadwood profile: the case of lowland beechoak coppicewithstandards setaside stands in France. *European Journal of Forest Research*, 138: 239–259. DOI: 10.1007/s10342-019-01164-8

- LASSAUCE A., LIEUTIER F., BOUGET C. 2012. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation*, 147: 204–212. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.001
- MACAGNO A., HARDERSEN S., NARDI G., LO GIUDICE G., MASON F. 2015. Measuring saproxylic beetle diversity in small and medium diameter dead wood: the “grab-and-go” method. *European Journal of Entomology*, 112, 3: 510–519. DOI: 10.14411/eje.2015.049
- MÜLLER J., BUSSLER H., KNEIB T. 2008. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *Journal of Insect Conservation*, 12: 107–124. DOI: 10.1007/s10841-006-9065-2
- MÜLLER J., BÜTLER R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129: 981–992. DOI: 10.1007/s10342-010-0400-5
- MÜLLER J., BRUSTEL H., BRIN A., BUSSLER H., BOIGET C. 2015. Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*, 38: 499–509. DOI: 10.1111/ecog.00908
- NIETO A., ALEXANDER K.N.A. 2010. European red list of saproxylic beetles. Luxembourg, Publications Office of the European Union: 45 s.
- PARISI F., LOMBARDI F., MARZILIANO P.A., RUSSO D., DE CRISTOFARO A., MARCHETTI M., TOGNETTI R. 2020. Diversity of saproxylic beetle communities in chestnut agroforestry systems. *iForest*, 13: 456–465. DOI: 10.3832/ifor3478-013
- PARMAIN G., BOUGET C. 2018. Large solitary oaks as keystone structures for saproxylic beetles in European agricultural landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 100–115. DOI: 10.1111/icad.12234
- PROCHÁZKA J., SCHLAGHAMERSKÝ J. 2019. Does dead wood volume affect saproxylic beetles in montane beechfir forests of Central Europe? *Journal of Insect Conservation*, 23: 157–173. DOI: 10.1007/s10841-019-00130-4
- RANIUS T., JANSSON N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95: 85–94.
- RANIUS T., FAHRIG L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 201–208. DOI: 10.1080/02827580600688269
- ROTH N., DOERFLER I., BÄSSLER C., BLASCHKE M., BUSSLER H., GOSSNER M.M., HEIDEROOTH A., THORN S., WEISSER W.W., MÜLLER J. 2019. Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Diversity and Distributions*, 25: 430–441. DOI: 10.1111/ddi.12870
- ROUBAL J. 1915. Osud xylophágů (a spolu příspěvek k historii našich lesů). *Časopis České společnosti entomologické*, XII, 1/2: 23–27.
- SANDSTRÖM J., BERNES C., JUNNINEN K., LÖHMUS A., MACDONALD E., MÜLLER J., JONSSON B.G. 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Eco-*

- logy, 56: 1770–1781. DOI: 10.1111/1365-2664.13395
- SCHALL P., GOSSNER M.M., HEINRICHS S. et al. 2018. The impact of even – aged and uneven – aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, 55: 267–278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12950>
- SEIBOLD S., BRANDL R., BUSE J., HOTHORN T., SCHIMDL J., THORN S., MÜLLER J. 2015. Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 28, 2: 382–390. DOI: 10.1111/cobi.12427
- SEIBOLD S., BÄSSLER C., BRANDL R., BÜCHE B., SZALLIES A., THORN S., ULYSHEN M.D., MÜLLER J. 2016. Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53: 934–943. DOI: 10.1111/1365-2664.12607
- SCHIEGG K. 2000a. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience*, 7: 290–298.
- SCHIEGG K. 2000b. Are the saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography*, 23: 579–587.
- SPEIGHT M. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe. Nature and Environment Series, 42: 1–79.
- SVERDRUP-THYGESON A. 2001. Can ‘continuity indicator species’ predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and Conservation*, 10: 815–832.
- ŠKORPÍK M. 1999. Odumřelé dřevo jako mikrobiotop významných druhů hmyzu. In: Vrška T. (ed.) Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí konaného 8.-9. října 1999 v Národním parku Podyjí. Znojmo, Správa Národního parku Podyjí: 107–119. 4ISBN 80-238-4739-2.
- VÁŠÍČEK J. (ed.) 2007. Národní inventarizace lesů v České republice 2001-2004. Úvod, metody, výsledky. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 224 s.
- VERA F.W.M. 2000. Grazing ecology and forest history. Wallingford, CABI: 528 s. DOI: 10.1079/9780851994420.0000
- VERA F.W.M. 2012. The dynamic European forest. *Arboricultural Journal*, 26: 179–211. DOI: 10.1080/03071375.2002.9747335
- ZUMR V., REMEŠ J. 2020. Saproxylic beetles as an indicator of forest biodiversity and the influence of forest management on their crucial life attributes: review. *Reports of Forestry Research – Zprávy lesnického výzkumu*, 65, 4: 242–257.
- ZUMR V., REMEŠ J., PULKRAB K. 2021. How to increase biodiversity of saproxylic beetles in commercial stands through integrated forest management in Central Europe. *Forests*, 12: 814. <https://doi.org/10.3390/f12060814>.

