

VLIV ZPRACOVÁNÍ TĚŽEBNÍCH ZBYTKŮ NA CHARAKTERISTIKY BYLINNÉHO A KEŘOVÉHO PATRA NA PŘIROZENÝCH BOROVÝCH STANOVIŠTÍCH

PROCESSING OF LOGGING RESIDUES AND ITS IMPACT ON HERBACEOUS AND SHRUB LAYER ON NATURAL PINE SITES

IVA ULBRICHOVÁ ✉ - LUKÁŠ BÍLEK - JIŘÍ REMEŠ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic

✉ e-mail: ulbrichova@fd.czu.cz

ABSTRACT

The aim of this study was to analyse the impact of different logging residues treatments on herbaceous and shrub layer 5 years after the final harvest. Characteristics of vegetation were assessed on three research localities, where three variants of manipulation and utilization of logging residues were applied – (i) burning of logging residues on the site, (ii) complete removal of logging residues, and (iii) chipping of wood residues on the site. Further, a large-scale ploughing of soil was performed in all treatments. Although natural regeneration is dominated by pine (*Pinus sylvestris* L.) (58% – up to 70 000 pc/ha), the rate of birch (*Betula pendula* Roth) amounted to 37% (up to 44 000 pc/ha). With exception of wet sites covered by *Calamagrostis epigejos* L., birch was the most important competitor to pine with very fast height growth (average birch height $h = 86.35 \pm 43.58$ SD compared to average pine height $h = 18.27 \pm 15.15$). Although it seems that ash distribution as a result of burning of logging residues to some extent supported birch regeneration, the factor of treatment was of lesser importance than that of the locality. The results also showed that after five years the development of herbal and shrub layer is still in progress, when especially the coverage of small shrubs is still much lower compared to closed forest conditions.

Klíčová slova: těžební zbytky; příprava půdy; přirozená obnova; borovice lesní; bříza bělokora; přízemní vegetace; kompetice

Key words: logging residues; soil preparation; natural regeneration; silver birch; Scots pine; ground vegetation; competition

ÚVOD

Obnova borovice na jejích přirozených stanovištích je díky dobrým výsledkům převážně spjata s holosečným obnovním postupem a celoplošnou přípravou půdy (HILLE, OUDEN 2004). Nicméně v tomto případě může být obnova ve zvýšené míře vystavena zátěžovým podmínkám v důsledku silné radiace, nestabilních hydrických podmínek, vysoušení větrem i rozvoje buřene (BAUMANN et al. 2006; HUOTARI et al. 2008; EREFUR et al. 2008). Současně je holosečné hospodaření spojeno s velkou koncentrací těžebních zbytků (větve, asimilační aparát, části kořenového systému) a potřebou tuto biomasu nějakým způsobem zpracovat tak, aby vznikl prostor pro výsadbu či přirozenou obnovu. Odvoz a využití pro energetické účely může vést k ochuzování lesního stanoviště (HYVÖNEN et al. 2000; MANDRE et al. 2006; ŠRÁMEK et al. 2009; HELMISAARI et al. 2011; TAMMINEN et al. 2012), přičemž tradiční možností je pálení klestu přímo na vytěžené ploše, ale i úprava plochy shrnovačem. Metodou méně využívanou v lesnické praxi, nicméně hojně využívanou v praxi zahradnické, je štěpkování s ponecháním hmoty na ploše. Každá z těchto metod má odlišný dopad na množství organické hmoty v půdě, uchování živin na daném lesním stanovišti i možnosti pro rozvoj náletu nebo buřene.

Vliv bylinného patra na odrůstání semenáčků v borových porostech může být za určitých podmínek klíčový (PALUCH, BARTKOWICZ 2004). Důležitá je nejen nadzemní kompetice, ale u světlomilných dřevin i kompetice podzemní (EREFUR et al. 2008). Výraznou roli v prvních fázích vývoje obnovy borovice mohou hrát především vytrvalé a keřkovité druhy, např. konkurence borůvky (SCOTT et al. 2000; HILLE, OUDEN 2004; MIRSCHER et al. 2011). Různý mechanismus přípravy půdy může bylinné patro podpořit díky zvýšené dostupnosti živin, nebo ho naopak výrazně omezit až odstranit (v případě přípravy půdy orbou). Omezení především keřkovitých druhů bylinného patra (díky požárům) podporuje přirozenou obnovu borovice např. v severských zemích (SKRE et al. 1998; MOILANEN et al. 2002; MAROZAS et al. 2007).

Ještě významnější konkurenční vliv mohou mít náletové pionýrské dřeviny s dopadem na dostupnost světla a vody (BUCCI, BORGHETTI 1997; EREFUR et al. 2008; BEGHIN et al. 2010; MIRSCHER et al. 2011), ale i živin při kořenové kompetici (CHANTAL et al. 2003a; EREFUR et al. 2008; HYNYNEN et al. 2011). Nejvýznamnější dřevinou z tohoto pohledu může být bříza s velice rychlým iniciálním výškovým růstem (FRIVOLD, FRANK 2002; VALKONEN, RUUSKA 2003; HYNYNEN et

al. 2011). Nároky borovice a břízy jsou sice rozdílné a typická borová stanoviště jsou obvykle pro břízu příliš chudá (MÄLKÖNEN 1974, 1977; PALUCH, BARTKOWICZ 2004; HYNYNEN et al. 2011), nicméně za určitých podmínek se tyto dřeviny ekologicky překrývají (VALKONEN, RUUSKA 2003).

Kompetiční schopnosti borovice jsou samozřejmě ovlivňované nejen příznivým světelným režimem volné plochy (CHANTAL et al. 2003a), ale i charakteristikami půdy pozmeněnými přípravou (NILSSON et al. 2002; HILLE, OUDEN 2004; EREFUR et al. 2008). Zásadní pro klíčení borovice a vývoj semenáčků a mladých rostlin v prvních letech je zejména narušení povrchových vrstev organických horizontů a obnažení minerálního profilu promícháním nebo převrstvením svrchních půdních horizontů (MIRSCHERL et al. 2011; TARVAINEN et al. 2011). Ovlivnění dostupnosti živin a vlastností sorpčního komplexu je možné i dodáním nerozložené organické hmoty do půdy (např. použití štěrpy), která dále ovlivní hydrický režim a provzdušnění (BEGHIN et al. 2010; MIRSCHERL et al. 2011). Příliš vysoký obsah organické hmoty však může vést k vyššímu vysychání půdy (EREFUR et al. 2008) a následně i k nižší klíčivosti semenáčků (CHANTAL 2003b).

Pro přirozenou obnovu borovice v severovýchodních zemích hrají roli požáry. Někteří autoři (MOILANEN et al. 2002; HILLE, OUDEN 2004; MANDRE et al. 2006; MAROZAS et al. 2007) dokládají, že oheň podpoří přirozenou obnovu borovice zejména v prvních letech, zároveň však vyšší přítomnost popela v povrchových vrstvách půdy může snižovat klíčení a vzcházení borovice (REYES, CASAL 2004; MANDRE et al. 2006). Pálení klestu, jako určitá imitace požáru a současně i dodání popela, může tedy ovlivnit nejen cílové dřeviny, ale i dřeviny náletové (HUOTARI et al. 2008).

Cílem této studie bylo posoudit vliv tří způsobů zpracování těžebních zbytků (odvoz, rozštěpkování na místě, pálení na místě) na rozvoj bylinného patra a náletových dřevin, přičemž jsme vycházeli z předpokladu, že největší počet jedinců náletových dřevin (zejména borovice a břízy) a pokryvnost bylinného patra bude na variantách s pálením těžebních zbytků z důvodu vyšší dostupnosti živin v povrchových půdních horizontech.

MATERIÁL A METODIKA

Hodnocení probíhalo na území Městských lesů Doksy, s. r. o., přírodní lesní oblast č. 18 – Severočeská pískovcová plošina. Všechny lokality se nacházejí v rovinatém terénu v nadmořské výšce 270–280 m n. m., průměrná roční teplota činí 8,3 °C, průměrný roční srážkový úhrn 669 mm (ČHMÚ 2016). Lokality Vodárna a Tankovka se řadí do souboru lesních typů (SLT) 0M – chudý bor, lokality Obora se řadí do SLT 2K – kyselá buková doubrava. Půdním typem je ve všech případech podzol arenický. Založení experimentů s variantním využitím těžebních zbytků a navazující plošnou přípravou půdy předcházela na konci zimy roku 2009 mýtní těžba nesmíšených borových porostů (zásoba porostu cca 300 m³/ha). Po vytěžení a odvozu dříví byly na oddělených částech ploch na všech třech lokalitách realizovány následující varianty nakládání s těžebními zbytky (REMEŠ et al. 2015): (1) štěpkování těžebních zbytků drtičem klestu a rozptýlení po ploše (mix), (2) spálení ponechaných zbytků a rozptýlení popela (pálení), (3) odvoz těžebních zbytků (odvoz). Později byla provedena celoplošná příprava půdy naoráním v souladu s obvyklým postupem na těchto chudých stanovištích. Všechny plochy byly trvale oploceny pro vyloučení vlivu zvěře. Na jednotlivých variantách byly stanoveny půdní charakteristiky (REMEŠ et al. 2015), z nichž vybrané hodnoty (obsah bází S, nasycenost sorpčního komplexu V, obsah přístupného P a Ca) byly součástí vyhodnocení i v této návazné studii.

Na jaře 2015 (tedy 5 let po celoplošné přípravě půdy) byl na každé lokalitě vyhodnocen stav náletu a bylinného patra pro 3 varianty zpracování těžebních zbytků. Na každé variantě bylo náhodně umístěno

10 čtverců o ploše 1 m² (metodika dle MAROZAS et al. 2007). V každém čtverci byla hodnocena pokryvnost jednotlivých druhů přizemní vegetace a náletových dřevin a podíl volné, rostlinstvem nepokryté plochy. U jedinců náletových dřevin byla změřena výška (s přesností na 0,5 cm), tloušťka kořenového krčku (s přesností na 0,1 cm) a u jedinců borovice rovněž délka terminálního výhonu (s přesností na 0,5 cm). Štíhlostní koeficient byl hodnocen jako poměr výšky a tloušťky kořenového krčku. Biomasa kmínku jednotlivých dřevin byla stanovena na základě vzorce

$$B = h \cdot \pi \cdot d^2 / 12 \quad (1)$$

kde B je celková biomasa (cm³), h je výška rostliny (cm) a d je tloušťka kořenového krčku (cm). Pro každý čtverec byla změřena vzdálenost od zdroje semen. V případě břízy se jednalo o dospělého jedince, v případě borovice o výstavek nebo stěnu dospělého porostu.

Pro vyhodnocení závislých proměnných: výšky, přírůstu a tloušťky kořenového krčku jedinců náletových dřevin bylo potřeba, vzhledem k šikmosti rozdělení, provést logaritmickou transformaci dat. Kvůli logaritmické transformaci byly nulové hodnoty růstu borovice nahrazeny nejmenším pozorovatelným přírůstem, který byl stanoven na hodnotu 0,25 cm, jež odpovídá ½ nejnižší změně hodnoty. Následně byl použit lineární model se smíšenými efekty s pevnými efekty odpovídajícími variantě přípravy půdy a lokalitě a náhodným efektem odpovídajícím čtverci (PINHEIRO et al. 2000).

$$y_{ijkl} = m + b_k + c_i + d_j + n_{ij} + e_{ijkl}$$

$$i = 1-3; j = 1-3; k = 1 \dots K; l = 1 \dots L, \quad (2)$$

kde y_{ijkl} je logaritmus výšky l -tého stromu ve čtverci k , ležícího na lokalitě i s variantou zpracování těžebních zbytků j . Parametr m je celkový průměr dat, b_k je náhodný efekt čtverce k , c_i je pevný efekt lokality i , d_j je pevný efekt varianty j , n_{ij} interakce pro lokalitu a variantu, e_{ijkl} je náhodná chyba odpovídající $N(0, \sigma^2)$.

Pro hodnocení počtu náletových dřevin byl použit zobecněný lineární model pro Poissonovo rozdělení a lineární regresní model s lokalitou a variantou jako nezávislými proměnnými pro vyhodnocení biomasy, výšky, tloušťky kořenového krčku a přírůstu (jako závislé proměnné). Data byla zpracovávána v programu R, verze 3.2, s využitím knihovny nlme (R CORE TEAM 2013).

Vzájemná korelace mezi charakteristikami náletových dřevin a parametry prostředí byla posouzena s pomocí Spearmanova korelačního koeficientu. K celkovému popisu základních vztahů biometrických dat obou dřevin a charakteristik růstového prostředí byla po log transformaci, centralizaci a standardizaci dat využita redundanční analýza RDA (Redundancy analysis) v programu Canoco 5.0 (ŠMILAUER, LEPŠ 2014).

VÝSLEDKY

Náletové dřeviny

Z hlediska absolutních počtů tvoří nejvyšší podíl v náletových dřevinách borovice (*Pinus sylvestris* L.) (58 %), následována břízou (*Betula pendula* Roth) (37 %). Ojedinele se vyskytovaly vrby (*Salix caprea* L., *Salix pentandra* L.) (2 %) a krušina olšová (*Frangula alnus* Mill.) (3 %). Obr. 1 ukazuje četnost jedinců náletu s ohledem na lokalitu a zpracování těžebních zbytků. Z výsledků je patrný významnější vliv lokality ($\alpha = 0,001$), kdy na lokalitě Obora je podstatně větší podíl i absolutní počty náletu borovice: $7,3 \pm 3,9$ ks/m² (oproti $1,7 \pm 2,4$ lokalita Tankovka a $1 \pm 1,3$ ks/m² Vodárna), na lokalitě Tankovka je naopak vidět jasnou převahu bříz ($4,4 \pm 3,4$ ks/m²) v náletu a lokalita Vodárna má nálet obou dřevin vyrovnaný a současně v nejnižších počtech ze všech sledovaných lokalit ($1 \pm 1,1-1,3$ ks/m²). Na lokalitě Obora byla četnost

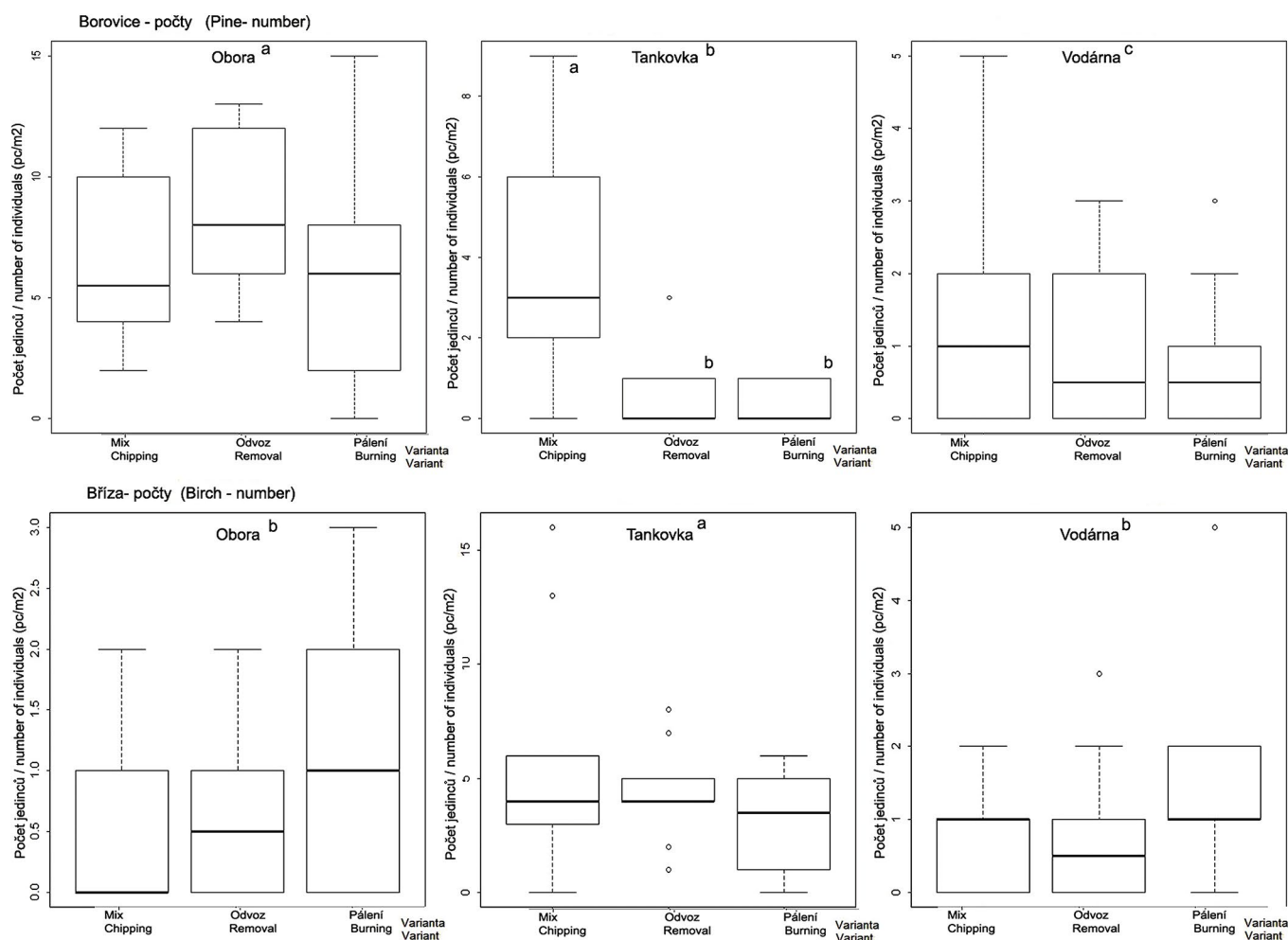
náletu bříz nejvyšší ($0,8 \pm 0,9$ ks/m²). Z variant mělo mírně pozitivní vliv na četnost náletu břízů pálení těžebních zbytků, nicméně na hranici významnosti ($\alpha = 0,05$). U borovice byl vliv varianty sice neprůkazný, nicméně mírně negativní vliv se jeví u varianty pálení.

Vzdálenost čtverců od zdroje semen se projevila jako významný faktor (pro borovici $r_s = -0,58$; pro břízu $r_s = -0,27$) s vlivem na četnost náletu; u břízy se tato vzdálenost pohybovala většinou od 20 do 90 m, v případě borovice od 15 do 50 m.

Obr. 2 ukazuje četnosti čtverců podle biomasy kmínků borovice a břízy (cm³/m²) jako kombinace faktoru velikosti a počtu rostlin v daném čtverci. V případě hodnocení biomasy kmínku se jako statisticky významné prokázaly jak lokalita ($\alpha = 0,001$), tak varianta zpracování těžebních zbytků ($\alpha = 0,01$) s nejvyšší biomasou náletu borovice na lokalitě Tankovka ($27,8 \pm 42,9$ cm³/m²) a Vodárna ($23,8 \pm 27,7$ cm³/m²) a výrazně (desetinásobně) nižší na lokalitě Obora ($1,6 \pm 4,4$ cm³/m²). Biomasa náletu břízy byla v průměru 5–10krát vyšší než biomasa borovice, opět s nejvyššími hodnotami na lokalitě Tankovka ($164,0 \pm 260,0$ cm³/m²) a Vodárna ($131,4 \pm 161,1$ cm³/m²) a s výrazně

nejnižšími hodnotami na lokalitě Obora ($53,5 \pm 63,3$ cm³/m²). Z hlediska biomasy náletových dřevin břízu nejpozitivněji (a statisticky významně) ovlivnila varianta odvoz ($178,6 \pm 292$ cm³/m²) a mix ($115,2 \pm 137,6$ cm³/m²), u borovice byly tyto varianty v opačném pořadí: mix ($17,8 \pm 37,8$ cm³/m²), odvoz ($14,6 \pm 26,6$ cm³/m²) a nejméně vhodnou se z hlediska obou dřevin jeví varianta pálení (bříza $103,4 \pm 156,1$ cm³/m², borovice $11,1 \pm 13,7$ cm³/m²).

Výšky břízů (obr. 3) se v průměru mezi variantami pohybují v rozmezí 71,7–94,3 cm s tím, že jedinců v nejnižších výškových kategoriích je velmi málo. Nebyl prokázán statisticky významný vliv ani u varianty, ani u lokality, ačkoliv u varianty pálení jsou patrně mírně vyšší hodnoty. U borovic jsou výšky výrazně nižší, zejména díky pomalejšímu počátečnímu růstu, a pohybují se v průměru mezi variantami mezi 6,9–31,1 cm se statisticky významným vlivem lokality ($\alpha = 0,001$). Přírůst borovic odpovídá celkovým výškám rostlin a významný je opět pouze vliv lokality ($\alpha = 0,001$), přičemž výšky i přírůsty jsou nejnižší na lokalitě Obora (2K) patrně díky vyšším počtům malých jedinců na této ploše. Výstup z R odhadnutých parametrů ze smíšeného modelu pro

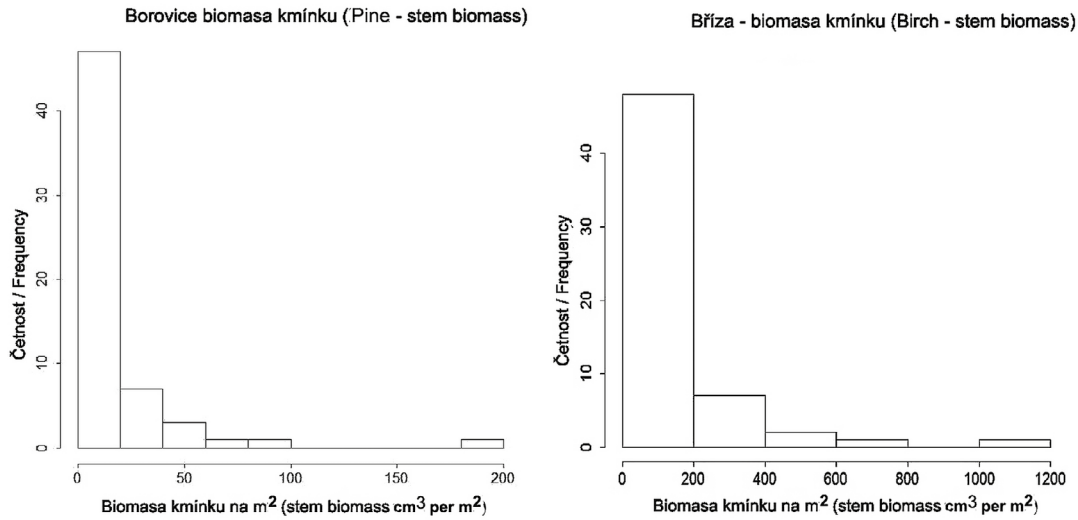


Obr. 1.

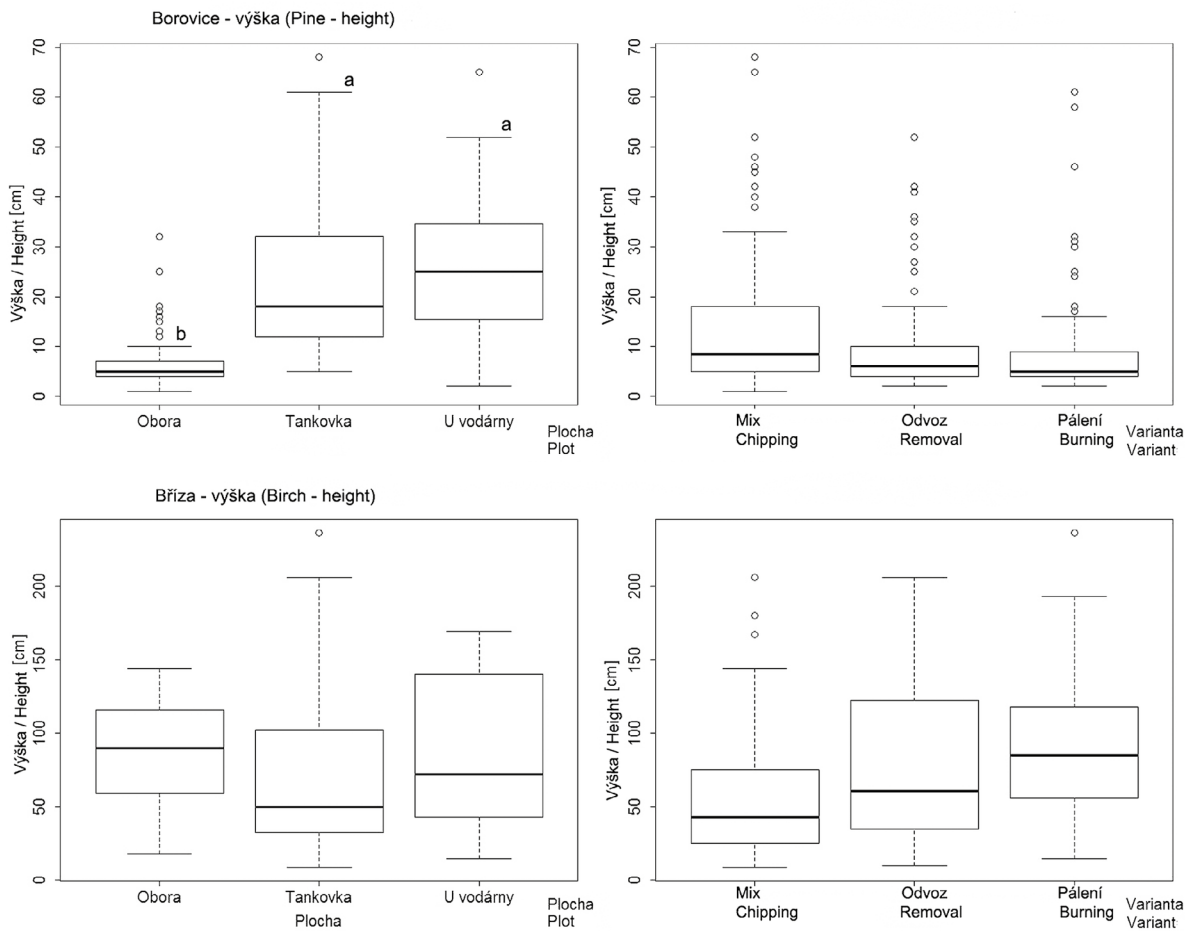
Počet jedinců náletu (ks/m²) (Bo – *Pinus sylvestris*, Br – *Betula pendula*) pro jednotlivé lokality (Obora, Tankovka, Vodárna) a varianty zpracování těžebních zbytků (mix, odvoz, pálení). Písmenné indexy indikují statisticky významné rozdíly mezi lokalitami (u názvu lokality) a mezi variantami (nad sloupcem grafu)

Fig. 1.

Numbers of natural regeneration woody species (ind./m²) for individual localities and variants of logging residues treatment. Boxes and localities with different letter are significantly different from each other



Obr. 2.
 Četnosti čtverců podle celkové biomasy kmínku borovice a břízy (cm³/m²)
Fig. 2.
 Frequency of plots according to total stem biomass (cm³/m²) for pine and birch



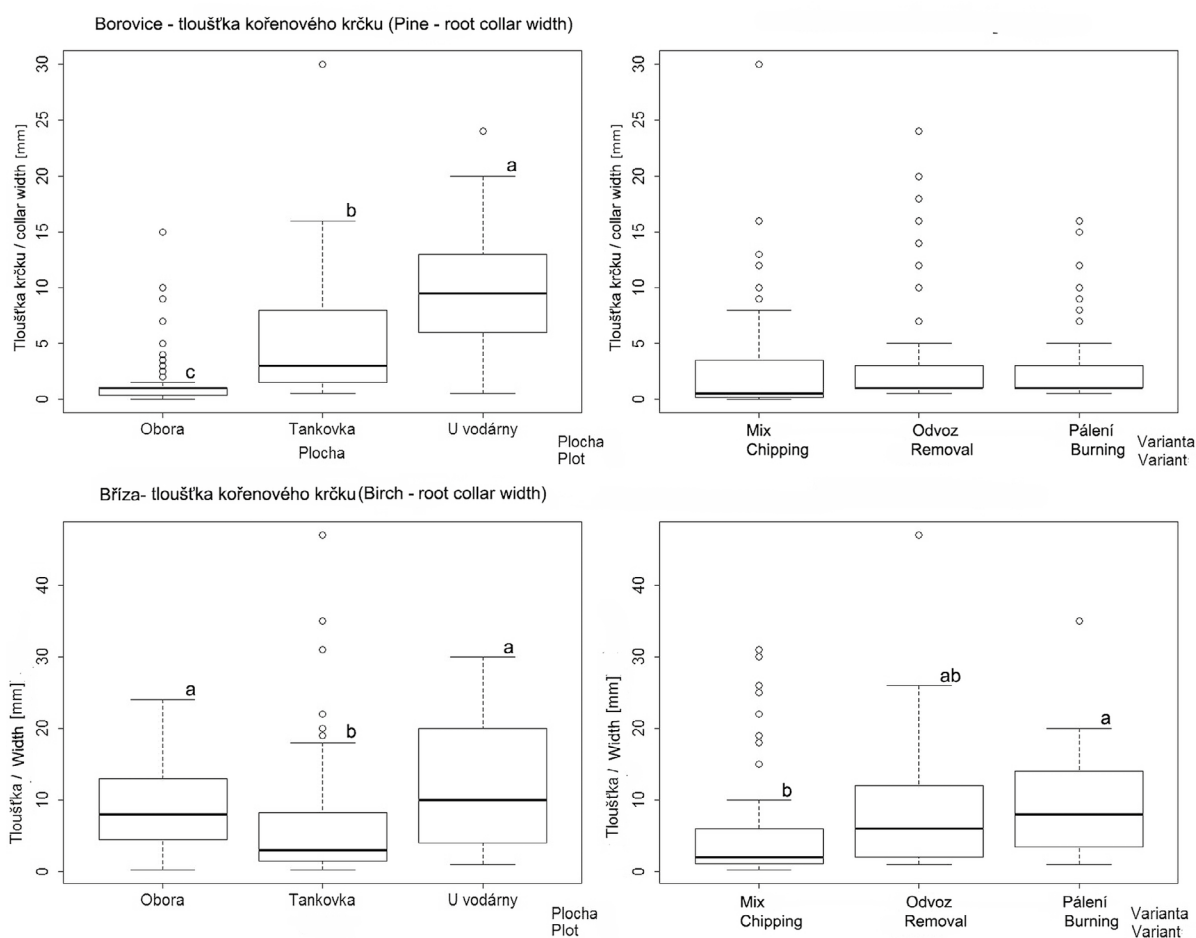
Obr. 3.
 Výšky borovice a břízy pro lokalitu (Obora, Tankovka, Vodárna) a variantu přípravy půdy (mix, odvoz, pálení); indexy indikují statisticky významné rozdíly mezi plochami
Fig. 3.
 Height of pine and birch natural regeneration for locality and variant of logging residues treatment; boxes sharing the same letter are not significantly different from each other

Tab. 1.

Odhadnuté parametry ze smíšeného modelu pro závislou proměnou rovnající se logaritmu výšky pro borovici a břízu
 Linear mixed-effects model for response variable equal to log of height for pine and birch
 Pine SD intercept, 0,259; residual 0,571
 Birch SD intercept, 0,365; residual 0,611

	Borovice/Pine					Bříza/Birch				
	Hodnota/ Value	SE	DF	t-value	p-value	Hodnota/ Value	SD	DF	t-value	p-value
Intercept	1,712	0,110	245	15,499	0,000	4,111	0,329	127	12,467	0,000
Tankovka	1,282	0,172	35	7,466	0,000	-0,323	0,363	49	-0,889	0,379
Vodárna	1,423	0,220	35	6,478	0,000	0,053	0,430	49	0,123	0,902
var. Odvoz	-0,025	0,097	245	-0,255	0,799	0,180	0,384	127	0,469	0,640
var. Pálení	-0,083	0,109	245	-0,754	0,452	0,344	0,368	127	0,936	0,351
Tankovka: var Odvoz	-0,011	0,314	35	-0,036	0,971	0,164	0,441	49	0,373	0,710
Vodárna: var. Odvoz	0,309	0,311	35	0,993	0,327	0,281	0,547	49	0,514	0,610
Tankovka: var. Pálení	1,088	0,401	35	2,716	0,010	0,266	0,434	49	0,612	0,543
Vodárna: var. Pálení	-0,557	0,324	35	-1,721	0,094	-0,307	0,505	49	-0,607	0,547

Pozn./Note: SE – směrodatná odchylka/standard deviation; DF – stupně volnosti/degrees of freedom

**Obr. 4.**

Tloušťky kořenového krčku borovice a břízu pro lokalitu (Obora, Tankovka, Vodárna) a variantu přípravy půdy (mix, odvoz, pálení); indexy indikují statisticky významné rozdíly mezi variantami, případně lokalitami (v případě borovice a hodnocení varianty nejsou rozdíly statisticky významné)

Fig. 4.

Diameter of pine and birch root collar for locality and variant of logging residues treatment; letter indices show significant differences

závislou proměnou rovnající se logaritmu výšky uvádí tab. 1. Absolutní člen modelu (Intercept) odpovídá odhadnutému logaritmu výšky pro lokalitu Obora a variantu Mix.

Tloušťka kořenového krčku (obr. 4) se u borovice v průměru mezi variantami pohybovala v rozmezí 1,4–9,8 mm (rozdíl mezi lokalitami; $\alpha = 0,001$) a u břízy mezi 7,9–13,95 mm (statisticky významný rozdíl mezi lokalitami i variantami; $\alpha = 0,001$). Podobně jako u výšek, daleko významnější roli hraje lokalita než varianta zpracování těžebních zbytků. U břízy je nicméně patrný trend vyšších hodnot na variantě pálení.

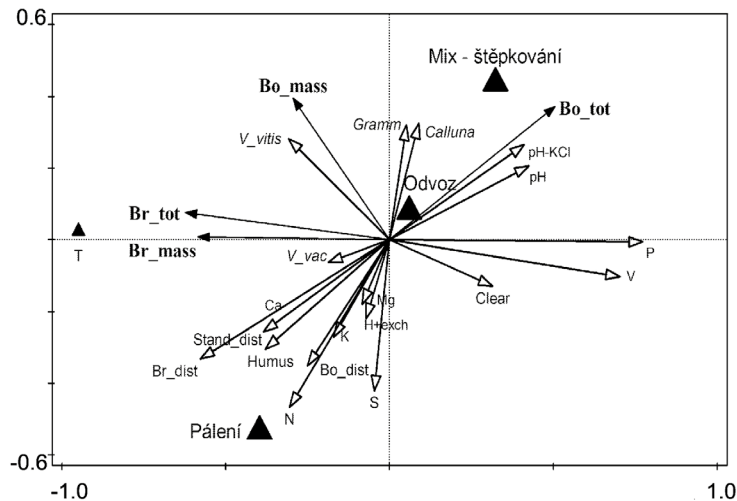
Bylinné patro

Volná plocha (povrch bez vegetace) v průměru pokrývala 20-50 % sledované plochy (Vodárna 30 %, Obora 52 %, Tankovka 64 %), přičemž na rozdíl od lokalit, mezi variantami nebyl zaznamenán významný rozdíl. Z trav byly zaznamenány druhy metlička křivolaká (*Avenella flexuosa* (L.) Drejer), metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa* (L.) P. B.), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.), ostřice (*Carex sp.*). Rozdíl v zastoupení mezi lokalitami v celkové pokryvnosti trav (mimo *Calamagrostis epigejos*) byl statisticky významný ($\alpha = 0,001$) pro lokalitu Obora (38 %), Tankovka (26 %) i Vodárna (1,3 %). Zjevnou výjimkou byly části lokalit ovlivněné vodou, kde byl patrný výraznější výskyt vložyně (*Vaccinium uliginosum* L.) a především třtiny křovištní, která na jednotlivých ploškách měla zastoupení až 90 %. Vzhledem k tomu, že byla zastoupena jen na menším počtu čtverců, nebylo možné její vliv statisticky vyhodnotit, ale při vyšší pokryvnosti zjevně výrazně omezila výskyt náletových dřevin.

Z drobných dřevin keříčkovitého vzrůstu byla zaznamenána brusinka (*Vaccinium vitis-idaea* L.), borůvka (*Vaccinium myrtillus* L.), vložyně (*Vaccinium uliginosum*) – především na vlhčích částech lokalit, vřes (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.). Rozdíl mezi lokalitami ($\alpha = 0,01$) – *V. vitis-idaea* Vodárna 17 %, Tankovka 9 a Obora 1 %. V pokryvnosti *V. myrtillus* rozdíly nevýznamné, v průměru relativně nízká pokryvnost 7–12 %. Mechové patro pokrývalo v průměru 15 % (bez rozdílu mezi lokalitami), byly zaznamenány druhy: *Ceratodon purpureus* (Hedwig) Bridel, *Polytrichum piliferum* Hedw., mýsty i *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum scoparium* Hedw.

Vliv jednotlivých stanovištních faktorů

Rozdíly mezi variantami zpracování těžebních zbytků ve vztahu k různým charakteristikám náletu (počty a biomasa) i prostředí (acidita, obsahy živin) nejsou příliš výrazné, přesto však jsou patrné (obr. 5). Počty a biomasa břízy i borovice zřejmě nejsou závislé v daných podmínkách na dostupnosti živin, protože s množstvím přístupného fosforu a nasycením sorpčního komplexu korelují negativně. Varianta pálení sice teoreticky zvýšila množství dostupných živin (nevýznamně Ca, Mg, K; statisticky významně P), ale současně i množství výměnného vodíku, a došlo ke zvýšení acidity (snížení pH). Pokryvnost vřesu koreluje s půdní aciditou, pokryvnost trav a brusinky není na půdních charakteristikách závislá. Vzdálenost od porostu, který může plochu stínit a současně snížit výpar, negativně koreluje s podílem bylinného patra a zastoupením trav.



Pozn.: Br/Bo_tot – celkové počty náletových jedinců borovice a břízy; Br/Bo_mass – biomasa kmínku náletových jedinců borovice a břízy; Bo/Br/Stand_dist – vzdálenost porostu a zdroje semen pro borovici a břízu, Stand_dist – vzdálenost mateřského porostu; Clear – volná půda; V_vac – *Vaccinium myrtillus*; V_vitis – *Vaccinium vitis-idaea*; Gramm – trávy kromě *Calamagrostis epigejos*; Calluna – *Calluna vulgaris*; Ca, Mg, P, K, N – obsahy živin v povrchové vrstvě půdy do 10 cm; pH, pH-KCl – acidita v povrchové vrstvě půdy ≤ 10 cm; H+exch – výměnný H⁺; V – nasycení sorpčního komplexu; S – obsah bází; Humus – % organické hmoty ve svrchních 10 cm půdy; Mix, Odvoz, Pálení – varianty zpracování těžebních zbytků. Plné šipky jsou vysvětlované proměnné, prázdné pasivně proložené vysvětlující proměnné

Note: Bo/Br_tot – total number of pine and birch natural regeneration; Bo/Br_mass – stem biomass of pine and birch natural regeneration; Bo/Br/Stand_dist – seed source and forest stand distance (for pine and birch); Clear – forest soil without vegetation cover; V_vac – *Vaccinium myrtillus*; V_vitis – *Vaccinium vitis-idaea*; Gramm – grasses without *Calamagrostis epigejos*; Calluna – *Calluna vulgaris*; Ca, Mg, P, K, N – nutrient content in surface soil layer ≤ 10 cm; pH, pH-KCl – soil acidity in surface soil layer ≤ 10 cm; H+exch – exchangeable H⁺; V – saturation of sorption complex; S – base content; Humus – % of organic matter in surface soil layer ≤ 10 cm; Mix, Odvoz, Pálení – variants of logging residues treatments; full arrows indicate response variables; empty arrows mark explanatory variables

Obr. 5.

Ordinační diagram, který ukazuje první dvě osy redundanční analýzy (RDA) a vliv významných podmínek prostředí a způsobu zpracování těžebních zbytků. Vysvětlující proměnné zodpovědné za 36,2% variability dat (adjustovaná vysvětlená variabilita 23,5% ($F = 2,4$, $P = 0,002$))

Fig. 5.

Ordination diagram, Constrained RDA, showing importance of environmental variables and effect of logging residues processing. Explanatory variables account for 36.2% (adjusted explained variation 23.5% ($F = 2.4$, $P = 0.002$))

Tab. 2 ukazuje zejména konkurenční vztahy mezi jedinci náletových dřevin. Vyšší konkurence a počet jedinců borovic na jednotku plochy statisticky významně omezuje jejich výšku i přírůst ($r_s = -0,60$ až $-0,67$), což je podobné i u břízy, nicméně s nižšími korelačními koeficienty ($r_s = -0,26$). Určitý konkurenční vztah je doložený mezi borovicí a břízou – negativně korelují jejich celkové počty ($r_s = -0,25$). Naopak kladně koreluje počet jedinců břízy s výškou a přírůstem jedinců borovice ($r_s = 0,34-0,36$). Vzdálenost zdroje semenného materiálu měla slabý negativní význam pro břízu, u borovice bylo snížení počtu semenáčků s rostoucí vzdáleností od porostu významné ($r_s = -0,57$), ale současně je zde kladná korelace růstových charakteristik (biomasa, výška, tloušťka, přírůst) se vzdáleností od porostu, ukazující na negativní vliv zástínu.

Hodnocení parametrů prostředí a bylinného patra a jejich vzájemných vztahů (tab. 3) neprokázalo vliv celkové pokrývnosti bylinného patra na charakteristiky náletu borovice, nicméně je zde patrná kladná korelace ($r_s = 0,35-0,42$) mezi pokrývností brusinky a růstovými charakteristikami borovice a současně pokrývnost tráv negativně koreluje s růstovými charakteristikami borovice ($r_s = -0,31-0,37$). U břízy se ukazuje slabší kladná korelace ($r_s = 0,25$) mezi pokrývností bylinného patra a četností náletu. Vliv borůvky na četnost náletu a jeho růstové charakteristiky byl neprůkazný. Patrný je nicméně negativní vliv vzdálenosti porostu na bylinné patro, především pokrývnost trav.

DISKUSE

Náletové dřeviny

Vzhledem k technice výsadby a přípravě půdy je možné předpokládat, že došlo k odstranění většiny jedinců obnovy, kteří se na ploše nacházely pod mateřským porostem ještě před jeho zmýcením. Lze tedy prakticky uvažovat, že všichni zjištění jedinci obnovy přísluší do jedné kohorty, popřípadě se jedná o jedince s velmi malým věkovým rozdílem. Počty těchto jedinců náletových dřevin, což byla v našem případě především borovice ($1-7 \text{ ks/m}^2$) a bříza ($1-2 \text{ ks/m}^2$),

se pohybovaly v průměru v rozmezí hodnot popisovaných dalšími autory (MAROZAS et al. 2007; BEGHIN et al. 2010; MIRSCHEL et al. 2011), přičemž uváděné maximum pro nálet borovice je až 10 ks/m^2 (MIRSCHEL et al. 2011). Těmto hodnotám se v našem případě blížila pouze lokalita Obora. Přežívání náletu je závislé na vývoji počasí v daném roce, mortalita je proto v prvních letech vysoká a počty jedinců se odrůstáním přirozeně snižují a stabilizují se až přibližně ve 4. roce (na ca 7 % původního počtu, popř. $0,2-0,4/\text{m}^2$) (MAROZAS et al. 2007; EREFUR et al. 2008). Na počet jedinců obnovy má nejen vliv dostupnost vody, ale i konkurence bylinného patra, případně náletu dřevin (MILES, KINNAIRD 1979; KULUVAINEN, PUKKALA 1989; EREFUR et al. 2008; HYNYNEN et al. 2011; MIRSCHEL et al. 2011; TARVAINEN et al. 2011). Do budoucna významnou roli bude hrát i obnažená půda bez bylinného pokryvu (MILES, KINNAIRD 1979; SCOTT et al. 2000; MIRSCHEL et al. 2011), která v námi sledovaných podmínkách tvoří kolem 30 % plochy a stále ještě umožňuje uchycení nových semenáčků, především borovice. Vliv vody je zřejmý zejména na spodní části lokality Tankovka, kde je proti ostatním čtvrcům daleko vyšší výskyt krušiny olšové a třtiny.

Růstové charakteristiky náletových dřevin ukázaly rozdíly mezi růstem a nároky obou dřevin. Na většině ploch dosahovala bříza daleko větší výšky i tloušťky kořenového krčku, což je uváděno i v literatuře (VALKONEN, RUUSKA 2003; HYNYNEN et al. 2011), kdy má bříza přibližně o čtvrtinu vyšší přírůst než borovice stejného věku. HUOTARI et al. (2008) popisuje výšku náletu břízy první rok 5–10 cm a výšku kolem 70 cm do 4 let, což je v souladu s našimi výsledky. Přírůst semenáčků borovice je naopak první roky velmi malý a pohybuje se na našich lokalitách kolem 2 cm, teprve ve vyšším věku dosahuje přes 10 cm.

Podle řady autorů (FRIVOLD, FRANK 2002; VALKONEN, RUUSKA 2003; HILLE, OUDEN 2004; HYNYNEN et al. 2011) kompetice s břízou výrazněji omezuje tloušťkový přírůst, ale má negativní vliv i na přírůst výškový. CHANTAL (2003b) naopak uvádí, že částečně zastíněné mladé rostliny borovice mohou mít vyšší výškový přírůst, a tedy i vyšší štíhlostní koeficient. Výškový přírůst břízy je proti tomu více ovlivněn kompeticí vnitrodruhovou a význam mezidruhové se zvyšuje až ve vyšším věku (REYES et al. 1997; NILSSON et al. 2002; PALUCH, BART-

Tab. 2.

Vzájemné korelace mezi charakteristikami náletových dřevin borovice a břízy
Correlations within natural regeneration characteristics of pine and birch

	Bo_tot	Bo_mass	H_Bo	P_Bo	D_Bo	Br_tot	Br_mass	H_Br	D_Br
Bo_tot	1	-0,38**	-0,60***	-0,67***	-0,56***	-0,25*	-0,22	-0,08	-0,10
Bo_mass	-0,38**	1	0,77***	0,74***	0,83***	0,21	0,33*	-0,09	0,11
H_Bo	-0,6***	0,77***	1	0,95***	0,89***	0,34**	0,28*	-0,06	-0,01
P_Bo	-0,67***	0,74***	0,95***	1	0,89***	0,36**	0,19	-0,01	0,02
D_Bo	-0,56***	0,83***	0,89***	0,89***	1	0,24	0,36*	0,12	0,27*
Br_tot	-0,25*	0,21	0,34**	0,36**	0,24	1	0,19	-0,26*	-0,34**
Br_mass	-0,22	0,33*	0,28*	0,19	0,36*	0,19	1	0,52***	0,65***
H_Br	-0,08	-0,09	-0,06	-0,01	0,12	-0,26*	0,52***	1	0,80***
D_Br	-0,1	0,11	-0,01	0,02	0,27*	-0,34**	0,65***	0,80***	1
Br_dist	-0,06	-0,15	0,06	0,04	0,01	-0,27*	-0,08	0,10	-0,01
Bo_dist	-0,57***	0,49***	0,53***	0,59***	0,64***	-0,07	0,11	0,22	0,29*
Stand_dist	-0,58***	0,29*	0,42**	0,43**	0,41**	0,21	0,14	0,17	0,19

Pozn: ***p < 0,001, **p < 0,01, * p < 0,05; Bo/Br_tot – celkový počet náletu borovice a břízy, Bo/Br_mass – biomasa kmínku borovice/břízy, H – výška, P – přírůst, D – tloušťka kořenového krčku, Bo/Br_dist – vzdálenost zdroje semen borovice a břízy, Stand_dist – vzdálenost dospělého porostu borovice

Note: Bo/Br_tot – total number of pine and birch natural regeneration; Bo/Br_mass – stem biomass of natural regeneration individuals of pine and birch; H_Bo/Br – height, P_Bo – height increment of pine, D_Bo/Br – diameter of root collar of pine and birch; Bo/Br_dist – seed source distance for pine and birch, Stand_dist – adult pine stand distance

KOWICZ 2004; KINT et al. 2009). V podmínkách našich ploch se mezidruhová kompetice projevila na mírné negativní korelaci počtů obou dřevin, ale na vyšších záporných korelačních koeficientech růstových charakteristik je vidět, že roli hraje ve vyšší míře spíše kompetice vnitrodruhová.

Roli hrají i rozdílné požadavky na živiny obou dřevin (MÄLKÖNEN 1974, 1977), protože bříza potřebuje 2krát více N a 1,5krát více P než borovice (MÄLKÖNEN 1974, 1977; PALUCH, BARTKOWICZ 2004; HUOTARI et al. 2008). Přesto v první fázi vývoje břízy nemusí být dostupnost živin příliš významná (HUOTARI et al. 2008).

V rámci studovaných lokalit byly růstové charakteristiky břízy na živinově bohatší lokalitě (Obora) vyšší než na ostatních dvou lokalitách, zatímco u borovice byly tyto hodnoty poměrně nízké. Může to být důsledkem většího významu živin pro břízu a současně většího významu konkurence pro borovici (BUCCI, BORGHETTI 1997).

Příprava půdy

Velmi výrazný vliv měla patrně plošná příprava půdy (v daných podmínkách běžně praktikovaná), kdy došlo plošným naoráním k celkové homogenizaci horizontů a určitému překrytí rozdílů mezi variantami zpracování klestu (REMEŠ et al. 2015). Přípravu půdy vidí jako zásadní faktor pro obnovu řada autorů (KUULUVAINEN, PUKKALA 1989; DOHRENBUSCH 1997; NILSSON et al. 2002; EREFUR et al. 2008; MIRSCHHEL et al. 2011), přičemž jako nejkritičtější vnímají klíčení a první fáze vývoje závislé na dostupné půdní vlhkosti ovlivnitelné právě přípravou půdy (KUULUVAINEN, PUKKALA 1989; CHANTAL 2003b; HILLE, OUDEN 2004). Klíčivost se obecně pohybuje mezi 80–90 % za normálních

podmínek a 6–20 % v případě sucha (CHANTAL 2003b). V mimořádných případech může být klíčivost zvýšena přítomností mrtvého dřeva poutajícího vodu na stanovišti (BEGHIN et al. 2010), v mnoha jiných naopak odstraněním humusové vrstvy a narušením půdy, což umožní zvlínání vody (CHANTAL 2003b; HILLE, OUDEN 2004). Bříza, která je silně závislá na skarifikaci, má nejvyšší počet uchycených semenáčků z prvních let po narušení půdy (REYES et al. 1997; NILSSON et al. 2002; MAROZAS et al. 2007), ale promíchání svrchních půdních horizontů podporuje i klíčení borovice (MILES, KINNAIRD 1979; KUULUVAINEN, PUKKALA 1989; NILSSON et al. 2002; HILLE, OUDEN 2004; EREFUR et al. 2008; MIRSCHHEL et al. 2011). CHANTAL (2003b) uvádí 30% snížení klíčení semenáčků borovice na organické hmotě oproti minerálu. TARVAINEN et al. (2011) dokonce uvádí, že odstranění humusové vrstvy výrazně zvýší přírůst kořenů, tvorbu nadzemní biomasy i výškový přírůst borovice.

Variety zpracování těžebních zbytků

Podle zařazení do SLT je mezi lokalitou Obora (SLT 2K) a dvěma dalšími Vodárna a Tankovka (0M) rozdíl v úživnosti stanoviště, který byl potvrzen i půdními analýzami (REMEŠ et al. 2015). Výsledky potvrdily odlišnost především v obsahu bází, nasycení sorpčního komplexu, % uhlíku, i obsahu P (vyššího na lokalitě Obora), i když celá řada dalších půdních charakteristik statisticky významně rozdílná nebyla.

Variety nakládání s těžebními zbytky je možné svým efektem částečně přirovnat k některým přírodním procesům. Štěpkování simuluje urychlený přirozený rozklad dřeva, zatímco pálení těžebních zbytků a rozptýlení po ploše pak některé aspekty lesního požáru. Kompletní odvoz těžebních zbytků však v přírodních procesech analogii nenalézá a lze jej chápat jako maximalistickou verzi využití naakumulované organické hmoty v lesním porostu. Rozdíly v půdních charakteristikách mezi variantami s různým zpracováním těžebních zbytků byly doložitelné u obsahu bází S a nasycení sorpčního komplexu bázemi V, a obsahu Ca, s významným rozdílem varianty Pálení (nejvyšší hodnoty), zejména oproti variantě Odvoz, což může mít význam zejména pro borovici (BAUMANN et al. 2006). Varianty pálení a štěpkování měly oproti odvozu v povrchové vrstvě do 10 cm významně vyšší obsah humusu, a nevýznamně vyšší obsahy N, Ca, Mg a K. Další významné rozdíly se projevily v obsahu výměnného vodíku a výměnné titrační aciditě, i když současně rozdíl v půdní reakci byl 0,2–0,4 stupně (REMEŠ et al. 2015), což je rozdíl relativně malý na to, aby ovlivnil významněji růst nenáročných pionýrských dřevin nebo bylinné patro. Současně to ukazuje na relativně nízkou dávku popela, protože ve vyšší míře by měl pH významněji zvýšit (MANDRE et al. 2006).

Oheň ve volné přírodě obvykle stimuluje obnovu borovice, a to zejména první 4 roky po požáru (MOILANEN et al. 2002; HILLE, OUDEN 2004; MAROZAS et al. 2007). Důvodem je kromě snížení konkurence přizemní vegetace i pozitivní vliv hnojení popelem (REYES, CASAL 2004; HUOTARI et al. 2008), které může zvýšit klíčení a přežívání (přibližně 5krát) i u obnovy břízy (*Betula pubescens*) a dalších pionýrských druhů např. rodu *Salix*. U obnovy borovice nejsou výsledky tak jednoznačné. Vyšší poměr C/N podpoří přirozenou obnovu borovice (MIRSCHHEL et al. 2011), a naopak vyšší obsahy N obnovu borovice omezují (TARVAINEN et al. 2011). Na druhou stranu podporu růstu díky dodání určité dávky popela potvrzuje HILLE, OUDEN (2004) s tím, že záleží na dávce. Při nízké dávce je zvýšení přírůstu nevýznamné (REYES, CASAL 2004; MANDRE et al. 2006), ovšem vyšší dávka popela (4–15 kg/ha) naopak může omezit klíčení a zvýší mortalitu obnovy borovice (REYES, CASAL 2004). Podle těchto autorů borovice lesní popel pouze toleruje. Nicméně na rašelinném podkladu MOILANEN et al. (2002) potvrzují po požáru zvýšení tloušťkového přírůstu u dospělého porostu znatelné i po 50 letech.

Varianta pálení těžebních zbytků prakticky na žádné ze sledovaných lokalit nezvýšila množství jedinců přirozené obnovy borovice a ani plošně nepřispěla ke zlepšení růstových charakteristik, možná

Tab. 3.

Vzájemná korelace mezi charakteristikami náletových dřevin a parametry bylinného patra
Relations between natural regeneration characteristics and herbal layer cover

	Herb	Clear	V.vitis	V.vac	Gramm
Bo_tot	0,02	-0,03	-0,08	-0,19	0,45***
Bo_mass	0,12	-0,14	0,35**	0,16	-0,18
H_Bo	0,03	0,011	0,42***	0,10	-0,31
P_Bo	0,05	-0,01	0,35**	0,17	-0,37**
D_Bo	0,06	-0,03	0,41***	0,08	-0,33**
Br_tot	0,25*	-0,25*	-0,01	0,08	0,12
Br_mass	0,11	-0,05	0,05	-0,04	0,05
H_Br	-0,03	0,01	0,02	-0,15	-0,17
D_Br	0,07	-0,04	0,10	-0,07	-0,15
Herb	1	-0,98***	-0,01	-0,14	0,51***
Clear	-0,98***	1	0,02	0,11	-0,50***
V.vitis	-0,01	0,02	1	-0,06	-0,17
V.vac	-0,14	0,11	-0,06	1	-0,29**
Gramm	0,51***	-0,50***	-0,17	-0,29**	1
Br_dist	-0,22	0,18	-0,06	-0,11	-0,26**
Bo_dist	-0,06	0,05	0,16	0,013	-0,46***
Stand_dist	0,07	-0,04	0,12	0,17	-0,44***

Pozn: ***p < 0,001, **p < 0,01, * p < 0,05. Zkratky viz Tab. 1 and Fig. 5, Herb – pokryvnost bylinného patra; V.Vitis – pokryvnost *Vaccinium vitis-idae*; V.vac – pokryvnost *Vaccinium myrtillus*

Note: For abbreviations see also Tab. 1 and Fig. 5; Herb – cover of herbs; V.Vitis – cover of *Vaccinium vitis-idae* cover; V.vac – cover of *Vaccinium myrtillus*

vlivem méně příznivé charakteristiky výměnného vodíku a titrační acidity (BAUMANN et al. 2006).

Bylinné patro

Bylinné patro na našich lokalitách odpovídá charakteru půdy, tj. podzolu arenickému s přirozeně nízkým pH a nízkým nasycením sorpčního komplexu. Druhová diverzita byla poměrně nízká a většina druhů se vyskytovala na všech sledovaných lokalitách. Celkově zde převažovaly drobnější úzkolisté trávy, jako např. *Deschampsia flexuosa* běžně zastoupená v podobném sušším typu borových lesů (SKRE et al. 1998; SCOTT et al. 2000; MAROZAS et al. 2007).

Mechové patro na našich plochách nebylo podrobně sledováno, nicméně základní druhy odpovídají druhům borových lesů a uvolněných ploch (SKRE et al. 1998; MAROZAS et al. 2007; MIRSCHEL et al. 2011).

Vyšší živinová bohatost lokality Obora se neprojevila nijak zásadně, i když zde byla vyšší (ca o 10 %) pokryvnost trav a mírně nižší zastoupení drobných keřů. Zdá se, že ve sledovaných podmínkách má větší význam dostupnost vody, která ovlivnila jednotlivé plochy na lokalitách Tankovka a Obora a lokálně vedla k výrazné pokryvnosti *Calamagrostis epigejos* blížící se 100 %. Díky vysoké konkurenční schopnosti třtiny vedl tento případ téměř vždy k vyloučení výskytu obnovy dřevin (HANGS et al. 2004).

Plošná příprava půdy vede současně i k omezení pokryvnosti keřovitých a vytrvalých druhů a snížení jejich konkurence (MAROZAS et al. 2007). To je mnohdy zásadní právě pro snížení kompetice bylinného patra se semenáčky a zvýšení úspěchu přirozené obnovy (KUULUVAINEN, PUKKALA 1989; CHANTAL et al. 2003b; PALUCH, BARTKOWICZ 2004; EREFUR et al. 2008; HYPÖNEN et al. 2013). REYES et al. (1997), SKRE et al. (1998) a MAROZAS et al. (2007) uvádějí, že se po celoplošné přípravě půdy časně sukcesní travinné druhy, případně drobné keřové druhy jako *Vaccinium myrtillus* L. a *Vaccinium vitis-idaea*, vracejí na původní pokryvnost po 5–6 letech. V našem případě však byla pokryvnost těchto druhů (borůvka 7–12 %, brusinka 1–17 %) i po 5 letech stále ještě nižší, než by odpovídalo uváděnému průměru 2–58 % (SKRE et al. 1998; SCOTT et al. 2000), případně pokryvnosti v okolních dospělých borových porostech. Zatímco někteří autoři (DOHRENBUSCH 1997; SCOTT et al. 2000; HILLE, OUDEN 2004; MIRSCHEL et al. 2011) zmiňují výrazný negativní vliv *Vaccinium myrtillus* na výskyt a přežívání semenáčků borovice, byl doložen (SCOTT et al. 2000; BEGHIN et al. 2010; HYPÖNEN et al. 2013) pozitivní vliv *Vaccinium vitis-idaea* s celkově menší vzrůstností tohoto druhu do 30 cm (SCOTT et al. 2000). V našem případě zatím borůvčí díky nízké pokryvnosti kritickou roli zjevně nehraje, ale pozitivní korelace mezi pokryvností brusinky a růstovými charakteristikami borovice byla potvrzena. U břízy byla v našich podmínkách prokázána slabší kladná korelace mezi pokryvností bylinného patra (především trav) a četností náletu, která vzhledem k výšce bříz kolem 1 m může ukazovat na podporu bylinného patra mírným zástínem břízou. Tento efekt je patrně vidět i na vyšších záporných korelacích mezi pokryvností trav a vzdáleností od porostu (stínícího volnou plochu), což popisují i další autoři (KUULUVAINEN, PUKKALA 1989).

I když ovlivnění požárem může vést ke zvýšení bohatosti bylinného patra (MAROZAS et al. 2007) a vyšší pokryvnosti trav (MOILANEN et al. 2002), např. *Deschampsia flexuosa* (SKRE et al. 1998), v rámci varianty Pálení tohoto efektu dosaženo nebylo.

Vliv jednotlivých stanovištních faktorů

Korelace mezi četností náletu některé z dřevin, případně růstovými charakteristikami a některým z faktorů prostředí, byly často neprůkazné (tab. 2). Důležitá je pro oba druhy vzdálenost zdroje semen. Záporná korelace byla na našich plochách zjištěna mezi četností náletu a vzdáleností zdroje semen, a to jak u borovice ($r_s = -0,58$), tak u břízy ($r_s = -0,27$), což odpovídá tomu, že dolet břízy je řádově stovky metrů

(REYES et al. 1997) a pro borovici bývá udáván dolet ca 100 m (MILES, KINNAIRD 1979), přičemž většina semen (75 %) spadne do vzdálenosti 20 m (KUULUVAINEN, PUKKALA 1989; SCOTT et al. 2000; PALUCH, BARTKOWICZ 2004; BEGHIN et al. 2010).

ZÁVĚR

Variety zpracování těžebních zbytků nemají v prvních letech zásadní vliv ani na počty, ani na přírůst náletových dřevin, i když výsledky naznačují, že v případě vyšší akumulace popela by mohlo dojít k výraznější podpoře břízy. Významným faktorem, který do jisté míry překrývá vliv přípravy půdy, je blízkost zdroje semenného materiálu břízy, která v daných podmínkách pro borovici představuje významnou konkurenci.

Přízemní vegetace, tvořená především travami a drobnými keřky, se na místech s omezenou dostupností vody a živin po celoplošné přípravě půdy orbou vytváří poměrně pomalu a nepředstavuje limitující problém pro obnovu cílové dřeviny ani po 5 letech od mýtní těžby. Významnější tlak nastává na vodou ovlivněných plochách, kde dochází k invazi třtiny křovištní.

Poděkování:

Tato studie byla realizována a prezentována díky finanční podpoře MZe v rámci projektu QJ1220099 „Optimalizace využití těžebních zbytků v lesích s ohledem na bilanci živin a trvalost lesní produkce“ a QJ1520037 „Zvyšování adaptability borového hospodářství v podmínkách České republiky“.

LITERATURA

- BAUMANN K., RUMPELT A., SCHNEIDER B.U., MARSCHNER P., HÜTTL R.F. 2006. Seedling biomass and element content of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* grown in sandy substrates with lignite. *Geoderma*, 136: 573–578.
- BEGHIN R., LINGUA E., GARBARINO M., LONATI M., BOVIO G., MOTTA R., MARZANO R. 2010. *Pinus sylvestris* forest regeneration under different postfire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36: 1365–1372.
- BUCCI G., BORGHETTI M. 1997. Understorey vegetation as a useful predictor of natural regeneration and canopy dynamics in *Pinus sylvestris* forests in Italy. *Acta Oecologica*, 18 (4): 485–501.
- ČHMÚ. 2016. Meteorologické stanice ČHMÚ. [on-line]. [cit. 2016-04-15]. Dostupné na/Available on: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/OS/stanice/ShowStations_CZ.html
- DOHRENBUSCH A. 1997. Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordwestdeutschen Pleistozän. Frankfurt am Main, Sauerländer: 269 s. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 123.
- EREFUR CH., BERGSTEN U., CHANTAL M. DE 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: /10.1016/j.foreco.2007.10.024
- FRIVOLD L.H., FRANK J. 2002. Growth of mixed birch-coniferous stands in relation to pure coniferous stands at similar sites in south-eastern Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17 (2): 139–149.
- HANGS R.D., GREER K.J., SULEWSKI C.A. 2004. The effect of interspecific competition on conifer seedling growth and nitrogen availability measured using ion-exchange membranes. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 754–761.

- HELMISAARI H-S., HANSEN K.H., JACOBSON S., KUKKOLA M., LUIRO J., SAARSALMI A., TAMMINEN P., TVEITE B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management*, 261: 1919–1927. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.02.015
- HILLE M., OUDEN J. DEN 2004. Improved recruitment and early growth of Scots pine seedlings after fire and soil scarification. *European Journal Forest Research*, 123: 213–218. DOI: 10.1007/s10342-004-0036-4
- HUOTARI N., TILLMAN-SUTELA E., PASANEN J., KUBIN E. 2008. Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management*, 255: 2870–2875. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.01.062
- HYNYNEN J., REPOLA J., MIELIKÄINEN K. 2011. The effects of species mixture on the growth and yield of mid-rotation mixed stands of Scots pine and silver birch. *Forest Ecology and Management*, 262: 1174–1183. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.06.006
- HYPPÖNEN M., HALLIKAINEN V., NIEMELÄ J., RAUTIO P. 2013. The contradictory role of understory vegetation on the success of Scots pine regeneration. *Silva Fennica*, 47 (1): article id 903, 19 p.
- HYVÖNEN R., BERG M.P., ÅGREN G.I. 2002. Modelling carbon dynamics in coniferous forest soils in a temperature gradient. *Plant and Soil*, 242: 33–39. DOI: 10.1023/A:1019677521133
- CHANTAL M. DE, LEINONEN K., KUULUVAINEN T., CESCATTI A. 2003a. Early response of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings to an experimental canopy gap in a boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 176: 321–336. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00273-6
- CHANTAL M. DE, ESKOLA L., ILVESNIEMI H., LEINONEN K., WESTMAN C.J. 2003b. Early establishment of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* sown on freshly prepared and after stabilisation. *Silva Fennica*, 37 (1): 15–30.
- KINT V., LASCH P., LINDNER M., MUYS B. 2009. Multipurpose conversion management of Scots pine towards mixed oak–birch stands - a long-term simulation approach. *Forest Ecology and Management*, 257: 199–214. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.08.031
- KUULUVAINEN T., PUKKALA T. 1989. Effect of Scots pine seed trees on the density of ground vegetation and tree seedlings. *Silva Fennica*, 23: 159–167.
- MANDRE M., PÄRN H., OTS K. 2006. Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*, 223: 349–357. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.11.017
- MAROZAS V., RACINSKAS J., BARTKEVICIUS E. 2007. Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*, 250: 47–55. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.03.008
- MÄLKÖNEN E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Communications Instituti Forestalis Fenniae*, 84 (5): 1–87.
- MÄLKÖNEN E. 1977. Annual primary production and nutrient cycle in a birch stand. *Communications Instituti Forestalis Fenniae*, 91 (5): 1–35.
- MILES J., KINNAIRD J.W. 1979. The establishment and regeneration of birch, juniper and Scots pine in the Scottish Highlands. *Scottish Forestry*, 33: 102–119.
- MIRSCHER F., ZERBE S., JANSSEN F. 2011. Driving factors for natural tree rejuvenation in anthropogenic pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of NE Germany. *Forest Ecology and Management*, 261: 683–694. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.11.025
- MOILANEN M., SILFVERBERG K., HOKKANEN T.J. 2002. Effects of wood ash on the growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *Forest Ecology and Management*, 171: 321–338. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00789-7
- NILSSON U., GEMMEL P., JOHANSSON U., KARLSSON M., WELANDER T. 2002. Natural regeneration of Norway spruce, Scots pine and birch under Norway spruce shelterwoods of varying densities on a mesic-dry site in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 161: 133–145. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00497-2
- PINHEIRO J.C., BATES D.M. 2000. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. New York, Springer. DOI: 10.1007/978-1-4419-0318-1
- PALUCH J.G., BARTKOWICZ L.E. 2004. Spatial interactions between Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), common oak (*Quercus robur* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) as investigated in stratified stands in mesotrophic site conditions. *Forest Ecology and Management*, 192: 229–240. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.01.041
- R CORE TEAM. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostupné na/Available on: <http://www.R-project.org/>.
- REMEŠ J., BÍLEK L., FULÍN M. 2015. Vliv zpracování těžebních zbytků a následné mechanické přípravy půdy na chemické vlastnosti půd přirozených borů. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60 (2): 138–146.
- REYES O., CASAL M., TRABAUD L. 1997. The influence of population, fire and time of dissemination on the germination of *Betula pendula* seeds. *Plant Ecology*, 133: 201–208.
- REYES O., CASAL M. 2004. Effects of forest fire ash on germination and early growth of four *Pinus* species. *Plant Ecology*, 175: 81–89.
- SCOTT D., WELCH D., THURLOW M., ELSTON D.A. 2000. Regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural pinewood in NE Scotland following reduction in grazing by *Cervus elaphus*. *Forest Ecology and Management*, 130: 199–211. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00191-7
- SKRE O., WIELGOLASKI F.E., MOE B. 1998. Biomass and chemical composition of common forest plants in response to fire in western Norway. *Journal of Vegetation Science*, 9 (4): 501–510.
- ŠMILAUER P., LEPŠ J. 2014. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*. Cambridge, University Press: 362 s.
- ŠRÁMEK V., LOMSKÝ B., NOVOTNÝ R. 2009. Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54 (4): 307–315.
- TAMMINEN P., SAARSALMI A., SMOLANDER A., KUKKOLA M., HELMISAARI H-S. 2012. Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 263: 31–38. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.09.015
- TARVAINEN O., STRÖMMER R., MARKKOLA A. 2011. Urban forest regeneration: Responses of Scots pine seedlings to partial humus removal in midboreal N enriched forest soil. *Landscape and Urban Planning*, 102: 209–214.
- VALKONEN S., RUUSKA J. 2003. Effect of *Betula pendula* admixture on tree growth and branch diameter in young *Pinus sylvestris* stands in Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18: 416–426.

PROCESSING OF LOGGING RESIDUES AND ITS IMPACT ON HERBACEOUS AND SHRUB LAYER ON NATURAL PINE SITES

SUMMARY

Both artificial and natural pine regeneration on clear-cut areas is influenced by site characteristics as a result of different soil preparation techniques, treatment of logging residues, competition of herbal vegetation and natural regeneration of pioneer tree species. This study analyses the state of such competing vegetation five years after final logging and within three variants of logging residues processing.

The data were collected in the Municipal Forests of Doksy Ltd., northern Bohemia (Czech Republic). The localities Vodárna and Tankovka are *Querceto-Pinetum oligotrophicum* site, the locality of Obora is *Fageto-Quercetum acidophilum* site. Soil type is arenic podzol, altitude 280 m a.s.l., average annual temperature 8.3°C, average sum of precipitations 670 mm. The characteristics of vegetation were assessed on three research localities, where always three variants of manipulation and utilization of logging residues were applied – burning of logging residues on the site, complete removal of logging residues, and chipping of wood residues on the site. Further, a large-scale ploughing of soil was performed in all treatments. Experimental 1m² squares were selected randomly within variants of logging residues treatments in 10 replications. The herbal layer species were determined together with their coverage. Natural regeneration of woody species was counted, basic growth characteristics (height, diameter of root collar, height increment of pine) were measured. For all squares, the distance to mature pine, to mature birch, and to mature forest stand was measured.

Results show that cover of herbal layer was relatively low five years after processing of logging residues and large scale soil preparation. The role of ground vegetation as competitor for regeneration of pine increased on wet sites with the coverage of *Calamagrostis epigejos* L. Shrub layer, especially *Vaccinium myrtillus* L., which can hamper pine regeneration, had only low coverage and no significant influence (Fig. 5; Tab. 3) on the growth characteristics of natural regeneration of pine. In the natural regeneration pine amounted to 58% and birch to 37%, i.e. 10,000–70,000 per ha and 8,000–44,000 per ha, respectively (Fig. 1). The density of pine and birch regeneration was significantly influenced by the distance to seeding source. This was especially true for pine (Tab. 3). In general, birch regeneration was higher (average birch height $h = 86.35 \pm 43.58$ SD compared to average pine height $h = 18.27 \pm 15.15$) (Fig. 3; Tab. 1) and formed 10 times more stem biomass (Fig. 2) than pine. Negative correlation between number of birches and pines (Fig. 5; Tab. 2) referred to interspecific competition of these two species. The treatment of logging residues was of much lesser importance than the factor of locality (Fig. 1, 2, 3 and 4), although it seemed that ash can support birch regeneration to some extent (Fig. 3, 4).

Zasláno/Received: 14. 07. 2016

Přijato do tisku/Accepted: 20. 09. 2016