

DYNAMIKA PŘIROZENÉ OBNOVY HORSKÝCH LESŮ PO VĚTRNÉ KALAMITĚ: MODELOVÁ STUDIE PRO KRKONOŠE

DYNAMICS OF NATURAL REGENERATION OF MOUNTAIN FORESTS AFTER WIND DISTURBANCE: MODEL STUDY FOR THE KRKONOŠE MTS. (CZECH REPUBLIC)

ANNA PROKŮPKOVÁ¹✉ - ZDENĚK VACEK¹ - STANISLAV VACEK¹ - JANA BLAŽEJOVÁ² - OTAKAR SCHWARZ² - DANIEL BULUŠEK¹

¹Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchbát, Czech Republic

²Správa Krkonošského národního parku, Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí, Czech Republic

✉ email: prokupkova@fld.czu.cz

ABSTRACT

In Central Europe, the dynamics of mountain forests has been for a long time most influenced by wind storms. The aim of this study was to obtain knowledge about the structure and dynamics of secondary succession in extreme climatic mountain conditions on disturbed areas after the Kyrill Hurricane in the eastern part of the Krkonoše Mts, Czech Republic. Density, tree species and growth parameters of natural regeneration and game damage were monitored in period 2007–2018 on three localities on comparable fourteen research plots. In 2007, average number of natural regeneration reached 2,167 recruits ha⁻¹, and 3,637 recruits ha⁻¹ in 2018. Results showed density increase of dominant Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.; by 65%) and the significant upturn of deciduous tree species (by 334%), especially in rowan (*Sorbus aucuparia* L.) during the observed period. In tree species composition, spruce share decreased from 98.4% to 92.9% in favor of deciduous tree species. In 2018, rowan, goat willow (*Salix caprea* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) accounted 1.0–22.5% of composition. In terms of height structure, the average recruit height was 44.2 cm (± 35.7 SD) in 2009 and 219.2 cm (± 135.3 SD) in 2018 with low increment in 2011, 2017 and 2018. The study also confirmed the negative influence of *Calamagrostis villosa* on density of the natural regeneration and positive effect of decreasing altitude and increasing slope on height increment of natural regeneration. Moreover, ungulate was significant limiting factor of growth of regeneration (31.9% damage by browsing), especially for willow and rowan (100% damage).

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: sekundární sukcese; samovolný vývoj; struktura; škody zvěří; střední Evropa

Key words: secondary succession; self-development; structure; game damage; Central Europe

ÚVOD

Vývoj horských porostů ve střední Evropě dlouhodobě nejvíce ovlivňují větrné vichřice a následná expanze lýkožrouta smrkového (SHORHOVA et al. 2009; SVOBODA, ZENÁHLÍKOVÁ 2009; LORZ et al. 2010; SVOBODA et al. 2012; MALÍK et al. 2014). Například silné narušení horských lesů Tater vichřicemi se během 150 let vyskytlo třikrát (ZIELONKA et al. 2010). Při studiu dynamiky horských lesů Šumavy je však nutné zdůraznit, že mnohdy není možné odlišit disturbance přirozeného a antropogenního původu (SVOBODA, ZENÁHLÍKOVÁ 2009; ČADA, SVOBODA 2011). Podobně je tomu i v Krkonoších, kde zejména ve východní části pohoří byla výrazně změněna prostorová a věková struktura a genetická skladba horských lesů (VACEK S. et al. 2007). Z těchto důvodů tak stále častěji v úzké vazbě na klimatické extrémny dochází k různým poruchám v dynamice horských lesů (ZIELONKA,

MALCHER 2009; ZIELONKA et al. 2010; PANAYOTOV et al. 2011; SVOBODA et al. 2012; ČADA et al. 2013).

Výraznou disturbancí především v horských lesích ČR způsobil orkán Kyrill v průběhu ledna 2007 (MZE 2008; NEHYBA 2008; VACEK Z. et al. 2018). Smrk ztepilý je v těchto polohách převážně dominantní dřevinou a je schopen se regenerovat po různých typech poruch a narušení (HEURICH 2009) a stává se často dominantní dřevinou i po těžké poruše (FISCHER et al. 2002; JONÁŠOVÁ, PRACH 2008; ČÍŽKOVÁ et al. 2011; BEDNAŘÍK, MATĚJKA 2014).

Po disturbancích středního a většího rozsahu často dochází ke změnám v bylinném a mechovém patře. Přitom se pokryvnost druhů mechů snižuje a trávy, jako *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa* a mnohdy i kapradin, a to zejména *Athyrium distentifolium* výrazně zvyšuje (KOOIJMAN et al. 2000; FISCHER et al. 2002; JONÁŠOVÁ, MA-

TĚJKOVÁ 2007; JONÁŠOVÁ, PRACH 2008; VÁVROVÁ, CUDLÍN 2010; VACEK S. et al. 2017). V důsledku zvyšující se pokrývnosti a hustoty buřně na kalamitních holinách dochází k omezování možností přirozené obnovy (MALÍK et al. 2014). V těchto poměrech se semenáčky musí vyrovnat s intenzivní soutěží bylin (CASTRO et al. 2002; GÖMÖRY et al. 2006; VANDENBERGHE et al. 2006; DOVČIAK et al. 2008).

Zejména pak při okrajích kalamitních holin jsou nejpriznivější podmínky pro přirozenou obnovu z důvodu blízkosti mateřských stromů, příznivějšího mikroklimatu a cenotických i edafických poměrů (GÖMÖRY et al. 2006; JANIŠOVÁ et al. 2007; TASSER et al. 2007; DOUBKOVÁ 2008; DOVČIAK et al. 2008; HALPERN et al. 2010). Dominantní dřevina horských lesů smrk ztepilý (*Picea abies* /L./ Karst.), který ve většině případů doprovází jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.) či břízy (*Betula* sp.), je anemochorní druh a jako takový má větší kolonizační potenciál než dřeviny s jinými strategiemi expanze (DOSTÁLOVÁ 2009). Noví jedinci nejprve rostou převážně blíže ke starším stromům a vytvářejí různé bioskupiny (BAUMEISTER, CALLAWAY 2006; GÖMÖRY et al. 2006; HALPERN et al. 2010). Volné sukcesní plochy mezi bioskupinami či rozptýlenými jedinci jsou postupně vyplněny ve fázích posloupnosti od nejpriznivějších podmínek k méně příznivým (LINGUA et al. 2008). Jak se postupně zvyšuje hustota obnovy, tak stoupá i konkurence (HALPERN et al. 2010) a postupně dochází k přesunu od agregovaného k pravidelnějšímu prostorovému rozmístění obnovy (GÖMÖRY et al. 2006). To potvrzuje skutečnost, že v lesích platí všechny tři modely sukcese (facilitace, tolerance a inhibice; CONNELL, SLATYER 1977).

Přirozenou obnovu nejen v horských porostech, ale i na sukcesních plochách však často ve vývoji limitují škody spárkatou zvěří (okusem, loupáním, ohryzem) (ROONEY 2001; VACEK S. et al. 2014; VACEK Z.

2017; VACEK S. et al. 2018; CUKOR et al. 2019). Růst je negativně ovlivněn zejména okusem, což může zapříčinit ovlivnění druhového složení v porostu, především pak atraktivních vtroušených a přimíšených listnatých dřevin (MOTTA 2003; VACEK S. et al. 2014; KONŮPKA, PAJTIK 2015; SLANAŘ et al. 2017).

Naše studie se zaměřuje na popis sukcese lesa po narušení orkámem Kyrill na 3 kalamitních holinách ve východních Krkonoších. Cílem této práce bylo získat poznatky o stavu a vývoji sekundární sukcese, včetně škod zvěří, odumřelého dřeva a vlivu přízemní vegetace na průběh přirozené obnovy v extrémních klimatických podmínkách 8. lesního vegetačního stupně (LVS).

MATERIÁL A METODIKA

Charakteristika zájmového území

Studovaná oblast se nachází v jádrovém území I. zóny ochrany přírody Krkonošského národního parku ve východní části Krkonoš na LHC Maršov a Vrchlabí. Zkoumané porostní skupiny se nacházejí v 8. LVS, kalamitní plochy jsou obdobného terénního typu (14 – únosný, sklon 26–40 % a 13 – únosný, sklon 16–22 %) a obdobně orientace ke světovým stranám (J až JZ expozice). Kalamitní plocha 1 o výměře 0,75 ha se nachází na úpatí Svorové hory v nadmořské výšce 1274–1283 m (tab. 1). Průměrná roční teplota se pohybuje v rozmezí 3,0–4,0 °C s ročním úhrnem srážek 1300–1500 mm a délka vegetační doby 65–80 dnů. Mateční horninou je svor a půdním typem podzol modální. Kalamitní plochy 2 a 3 o výměře 0,97 a 2,00 ha se nacházejí na svazích Liščí hory v nadmořské výšce 1166–1214 m (tab. 1). Průměrná roční

Tab. 1.

Charakteristika výzkumných ploch 1–14 v I. zóně Krkonošského národního parku
Characteristics of research plots 1–14 in the I. zone of Krkonoše National Park

Kalamitní holina/ Disturbed area	Výzkumná plocha/ Research plot	Nadmořská výška/ Altitude (m)	Expozice/ Exposition	Sklon/ Slope (°)	Lesní typ ¹ / Ecosite ¹	Vegetační pokryv/ Vegetation cover (%)	Odumřelé dřevo/ Dead wood (m ³ .ha ⁻¹)
K1	1	1283	J/S	17	8Z3	80	364
	2	1278	J/S	18	8Z3	85	313
	3	1274	J/S	17	8Z3	85	485
K2	4	1130	J/S	23	8K2	85	130
	5	1199	JZ/SW	21	8K2	75	148
	6	1214	J/S	22	8Z4	85	150
	7	1211	JZ/SW	21	8Z4	85	239
	8	1212	JZ/SW	21	8Z4	75	227
K3	9	1212	JZ/SW	19	8Z4	80	196
	10	1214	JZ/SW	19	8Z4	80	237
	11	1196	JZ/SW	20	8K2	85	282
	12	1193	JZ/SW	22	8K2	85	198
	13	1193	JZ/SW	24	8K9	75	113
	14	1166	JZ/SW	24	8K9	70	162

Vysvětlivky/Captions: ¹8Z3 – jeřábová smrčina rašelínková/Rowan-Spruce Peat Moss [*Sorbeto-Piceetum (humile) Sphagnum* spp.], 8K2 – kyselá smrčina třtinová/Acidic Spruce Reed Grass [*Piceetum acidophilum Calamagrostis arundinacea*], 8Z4 – jeřábová smrčina třtinová/Rowan-Spruce Reed Grass [*Sorbeto-Piceetum (humile) Calamagrostis arundinacea*], 8K9 – kyselá smrčina svahová/Acidic Spruce Slope [*Piceetum acidophilum resurgemus*]

teplota kolísá okolo 3,0 °C a roční úhrn srážek 1500 mm. Průměrná délka vegetační doby dosahuje 65 dnů. Převládající matečnou horninou je svor a fylit a půdním typem podzol modální (NEHYBA 2008; MATĚJKA et al. 2010).

Sběr dat

Sběr dat proběhl celkem na 14 kruhových plochách o poloměru 9,77 m, tj. o ploše 3 ary na třech kalamitních holinách o velikosti 0,75–2,0 ha. V roce 2007 středy dílčích ploch byly v terénu označeny kolíkem s příslušnými hodnotami GPS a jedinci obnovy nacházející se na ploše byly označeni štítkem s pořadovým číslem. V tomto roce byl zaznamenán počet živých jedinců přirozené obnovy (ks) a druhové složení. Následně v roce 2009 na těchto výzkumných plochách byla změřena u všech jedinců obnovy celková výška (cm), výška nasazení zelené koruny (cm), průměr zelené koruny (cm) a výškové přírůsty (cm). Dále bylo zaznamenáno poškození terminálního vrcholu zvěří, které bylo rozděleno do pěti stupňů: 1 – jedinec nepoškozen; 2 – poškozen mírně (1 okus); 3 – poškozen středně (2 až 4 okusy); 4 – poškozen silně s regenerací (5 okusů a více); 5 – poškozen silně bez regenerace (bez terminálu). Na dílčích plochách byl dále zjišťován pokryv bylinného a mechového patra (%) a množství odumřelého dřeva ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Měření bylo opakováno v roce 2014, 2016 a 2018.

Analýza dat

Statistické analýzy byly zpracovány v softwaru Statistica 12 (© StatSoft, Tulsa). Závislost mezi průměrnou výškou a výškovým přírůstem byla testována Personovým korelačním koeficientem. Variabilita dat je znázorněna směrodatnou odchylkou (\pm SD). Analýza hlav-

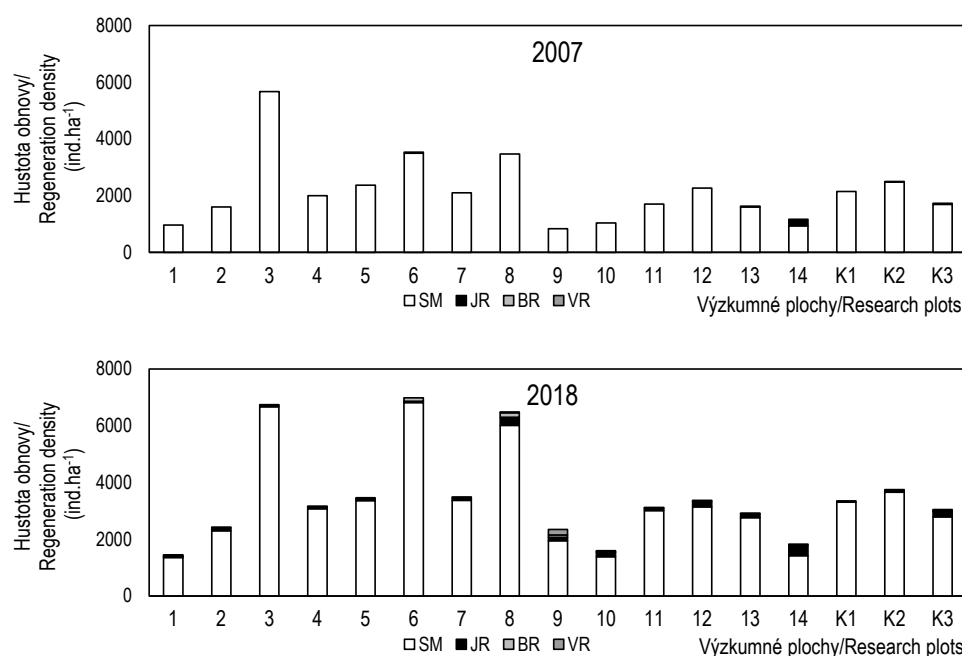
ních komponentů (PCA) byla provedena v programu CANOCO 5 (© Microcomputer Power) pro zhodnocení vztahu mezi stanovištními charakteristikami, parametry přirozené obnovy, mikrostanovištěm a kalamitními holinami. Data byla zlogaritmována a standardizována před analýzou. Údaje o klimatických faktorech (srážky, teploty, délka vegetačního období) na jednotlivých výzkumných plochách byly interpolovány z meteorologických stanic.

VÝSLEDKY

Početnost přirozené obnovy

Na zkoumaných kalamitních holinách byl zjištěn dostatečný potenciál nárůstu přirozené obnovy (obr. 1). V roce 2007 počet přirozené obnovy dosahoval v průměru 2167 ks.ha⁻¹. V roce 2014 byl během 7 let zaznamenán nárůst počtu jedinců přirozené obnovy o 50 až 198 %. Největší nárůst byl přitom na kalamitní holině 1 a nejmenší na kalamitní holině 2. Z toho procentuálně nejmenší nárůst byl u dominantního smrku ztepilého (SM, *Picea abies* [L.] Karst.; 37 %), naopak největší nárůst byl zjištěn u listnatých dřevin, konkrétně u břízy bělokoré (BR, *Betula pendula* Roth.; 1685 %), jeřábu ptačího (JR, *Sorbus aucuparia* L.; 326 %) a vrby jívy (VR, *Salix caprea* L.; v r. 2007 se na plochách nevyskytovala).

Nárůst počtu jedinců v období 2014 až 2016 byl velmi nízký na kalamitní holině 1 (o 3 %), záporný (-1 %) na kalamitní holině 2 a téměř nulový na kalamitní holině 3. Nárůst počtu jedinců v období 2017 až 2018 byl v důsledku středně bohatého semenného roku 2017 na rozdíl od předcházejícího období výrazný, a to na kalamitní holině 1 o 11 %, na kalamitní holině 2 o 15 % a na kalamitní holině 3 o 17 %.



Obr. 1.

Početnost přirozené obnovy na výzkumných plochách 1–14 a kalamitních holinách 1–3 po orkánu Kyrill v Krkonoších diferencovaně dle dřevin v roce 2007 a 2018

Fig. 1.

Density of natural regeneration on research plots 1–14 and disturbed areas 1–3 after Kyrill Hurricane in the Krkonoše Mountains differentiated by tree species in 2007 and 2018 (SM – *Picea abies*, JR – *Sorbus aucuparia*, BR – *Betula pendula*, VR – *Salix caprea*)

V současnosti na všech výzkumných plochách v SLT 8Z a 8K v souladu s obnovními cíli výrazně dominuje smrk ztepilý (77,5–99,0 %). V r. 2018 na kalamitní ploše 1 podíl JR dosahoval 1,7 %, BR 0,8 % a VR 0,2 %. Na kalamitní holině 2 bylo druhové složení listnatých dřevin následující: JR 1,2 %, BR 1,3 % a VR 0,2 %. Největší podíl vtroušených dřevin byl na kalamitní holině 3 – JR 6,2 %, BR 1,8 % a VR 1,1 %. Konkrétně dle ploch, největší podíl přimíšených a vtroušených dřevin byl na VP 14 (22,5 %) a 9 (17,0 %), naopak nejmenší podíl na VP 3 (1,0 %) a 6 (2,3 %). Během sledovaných 12 let došlo k nárůstu těchto melioračních a zpevňujících dřevin o 334 % (z 1,6 % na 7,1 % v celkové druhové skladbě).

Největší podíl jedinců obnovy na plošnou jednotku byl zjištěn na odumřelém dřevě a v pokryvu mechů (*Polytrichum formosum*), střední v *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* a nejmenší v *Calamagrostis villosa*, *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata* a *Gentiana asclepiadea*.

Výšková struktura a přírůst

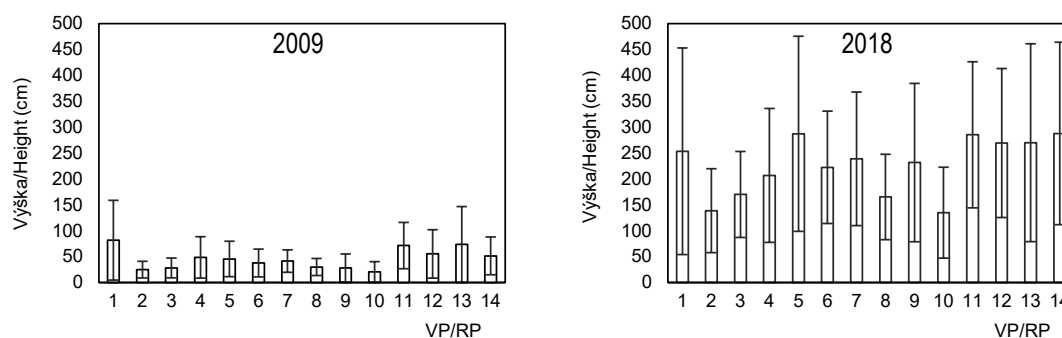
V roce 2007 se jádro obnovy pohybovalo ve výškových třídách 16–25 cm, v r. 2014 ve třídách 66–85 cm, v r. 2016 ve třídách 106–125 cm.

V r. 2014 byl již velmi malý počet semenáčků obnovy ve výškových třídách do 25 cm a v r. 2018 do 50 cm.

Průměrné výšky a výškové přírůsty přirozené obnovy na výzkumných plochách v r. 2009 a 2018 jsou znázorněny na obr. 2 a 3. Stanovištní podmínky měly významný vliv na výšku zmlazení. Nejvyšší průměrné výšky byly v roce 2009 naměřeny na ploše 13 (84,2 cm ± 73,1 SD), resp. na ploše 14 v roce 2018 (287,9 cm ± 176,1 SD). Nejnížší průměrná výška zmlazení byla zjištěna na ploše 10 (2009 – 20,1 cm ± 19,7 SD, 2018 – 134,9 cm ± 87,8 SD), následovaná plochou 2 (2009 – 24,9 cm ± 16,1 SD, 2018 – 138,8 cm ± 81,0 SD). Dynamika a diferenciací výšek obnovy v průběhu 9 let byla značná (největší byla na ploše 10 a 4). Ve srovnání se všemi plochami v roce 2009 byla průměrná výška 44,2 cm ± 35,7 SD a v roce 2018 219,2 cm ± 135,3 SD.

Rozdíly mezi výškovým přírůstem obnovy na jednotlivých výzkumných plochách byly také významné. Nejvyšší přírůst byl zjištěn v roce 2009 na ploše 5 (13,3 cm ± 8,8 SD), resp. na ploše 12 v roce 2018 (37,4 cm ± 16,5 SD). Nejnížší přírůst byl zaznamenán v roce 2009 na ploše 10 (5,1 cm ± 2,6 SD), resp. na ploše 2 v (15,6 cm ± 12,0 SD) roce 2018 (obr. 3).

Při porovnání všech ploch dohromady, největší roční změna v průměrném výškovém přírůstu byla zaznamenána v roce 2015 (+ 3,8 cm),

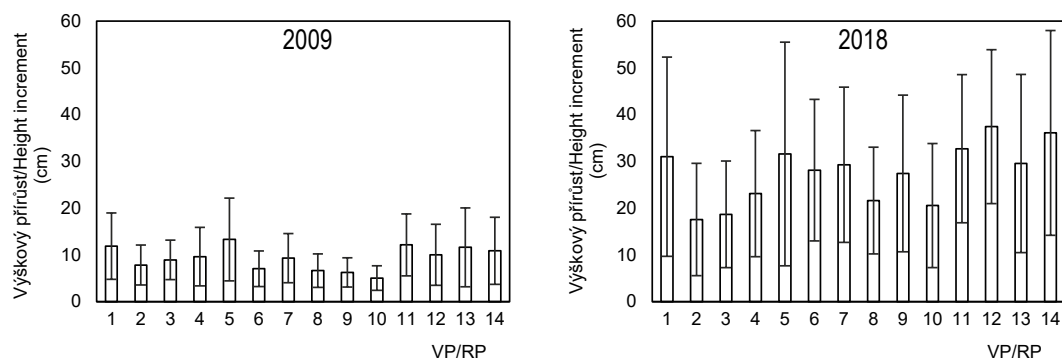


Obr. 2.

Průměrná výška přirozené obnovy na výzkumných plochách v letech 2009 a 2018; chybové úsečky představují směrodatnou odchylku

Fig. 2.

Average height of natural regeneration on research plots in 2009 and 2018; error bars represent standard deviation



Obr. 3.

Průměrný výškový přírůst přirozené obnovy na výzkumných plochách v letech 2009 a 2018; chybové úsečky představují směrodatnou odchylku

Fig. 3.

Average height increment of natural regeneration on research plots in 2009 and 2018; error bars represent standard deviation

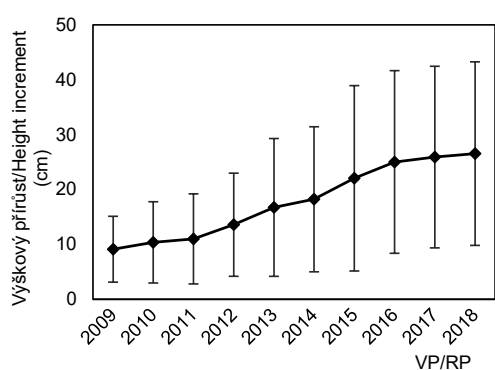
naopak nejmenší v roce 2011 a 2018 (+ 0,6 cm). Během výzkumu (2009–2018) se celkový průměrný výškový přírůst zvýšil z 9,1 cm ($\pm 5,9$ SD) na 26,5 cm ($\pm 16,7$ SD) (obr. 4). Při porovnání interakce mezi výškovým přírůstem a výškou jedinců obnovy byla pozorována signifikantní pozitivní korelace ($r = 0,922$, $P < 0,001$, $y = 1,986 + 0,112 \cdot x$) (obr. 5).

Škody zvěří

V r. 2018 největší podíl poškození smrkového zmlazení zvěří (49,9 %) byl zjištěn na kalamitní holině 1 a nejmenší pak na kalamitní holině 2 (17,7 %; tab. 2). Na všech měřených plochách byl podíl poškození

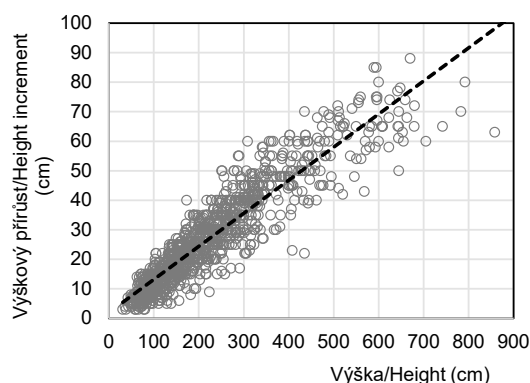
smrku okusem mírný až střední. Na kalamitní holině 1 bylo 24,9 % SM semenáčků poškozeno mírně a 14,4 % středně, na kalamitní holině 2 10,8 % SM semenáčků poškozeno mírně a 3,3 % středně, na kalamitní holině 3 14,5 % SM semenáčků poškozeno mírně a 4,2 % středně. Na výzkumných plochách bylo celkem poškozeno 29,3 % jedinců smrku a 74,9 % listnatých dřevin (obr. 6), přitom jeřáb ptačí a vrba jíva byly spárkatou zvěří poškozeny 100 %. U vtroušených a přimíšených dřevin dominoval 3. a 4. stupeň poškození zvěří, naopak smrk byl poškozen pouze mírně.

Jiná je situace u listnatých dřevin. Ty byly poškozeny převážně středně až silně (s regenerací). U kalamitní holiny 1 bylo zvěří poškozeno 100 % listnatých dřevin středně, u kalamitní holiny 2 bylo poškozeno



Obr. 4. Vývoj průměrné výšky přírůstu jedinců přirozené obnovy na všech zkoumaných dílčích plochách v průběhu času (2009–2018); chybové úsečky představují směrodatnou odchylku

Fig. 4. Development of average height increment of natural regeneration on all research plots in course of time (2009-2018); error bars represent standard deviation



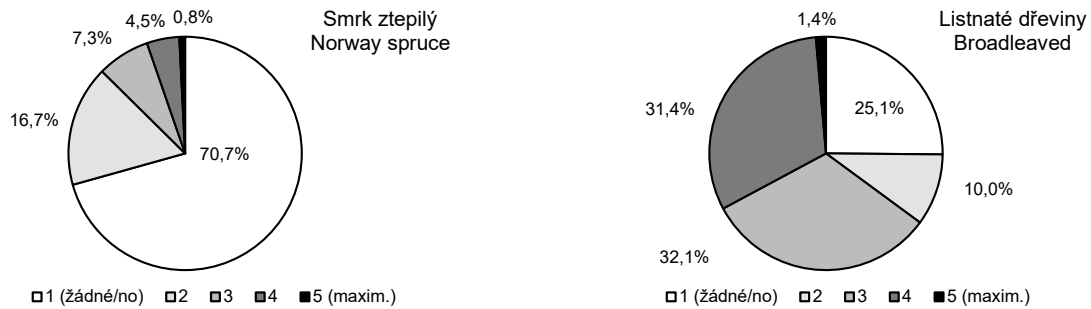
Obr. 5. Korelace mezi výškovým přírůstem a výškou přirozené obnovy na všech plochách v roce 2018

Fig. 5. Correlation between height increment and height of natural regeneration on all plots in 2018

Tab. 2. Stupně poškození dřevin okusem na kalamitních holinách 1–3 diferencovaně dle dřevin v roce 2018
Damage degree by browsing of tree species in disturbed areas 1–3 differentiated by tree species in 2018

Kalamitní holina/ Disturbed area	Dřevina/ Tree species	Stupně poškození/Damage degree (%)					Celkem/Total (%)
		1	2	3	4	5	
K1	SM	50,1	24,9	14,4	9,4	1,2	49,9
	JR	0,0	0,0	84,2	15,8	0,0	100,0
	BR	66,6	33,4	0,0	0,0	0,0	33,4
	VR	0,0	0,0	75	12,5	12,5	100,0
K2	SM	82,3	10,8	3,3	2,4	1,2	17,7
	JR	0,0	9,4	30,2	60,4	0,0	100,0
	BR	84,2	15,8	0,0	0,0	0,0	15,8
	VR	0,0	0,0	25	75	0,0	100,0
K3	SM	79,6	14,5	4,2	1,7	0,0	20,4
	JR	0,0	12,5	28,2	59,3	0,0	100,0
	BR	75,4	18,5	6,1	0,0	0,0	24,6
	VR	0,0	0,0	40,0	60,0	0,0	100,0

SM – *Picea abies*, JR – *Sorbus aucuparia*, BR – *Betula pendula*, VR – *Salix caprea*



Obr. 6.

Poškození terminálního vrcholu zvěří u smruku (vlevo) a souhrnně pro listnaté dřeviny (vpravo); poškození rozděleno do pěti stupňů: 1 – jedinec nepoškozen; 2 – poškozen mírně; 3 – poškozen středně; 4 – poškozen silně s regenerací; 5 – poškozen silně bez regenerace

Fig. 6.

Damage of the terminal shoot by game at the spruce (left) and overall for broadleaved trees (right); damage was divided into five degrees: 1 – undamaged; 2 – slightly damaged; 3 – medium damaged; 4 – strongly damaged with regeneration; 5 – strongly damaged without regeneration

zvěří 66,6 % silně a 33,3 % středně, u kalamitní holiny 3 bylo středně poškozeno 5 % BR, 9,9 % JR a 20 % VR a silně bylo poškozeno 50 % BR a 67,6 % JR.

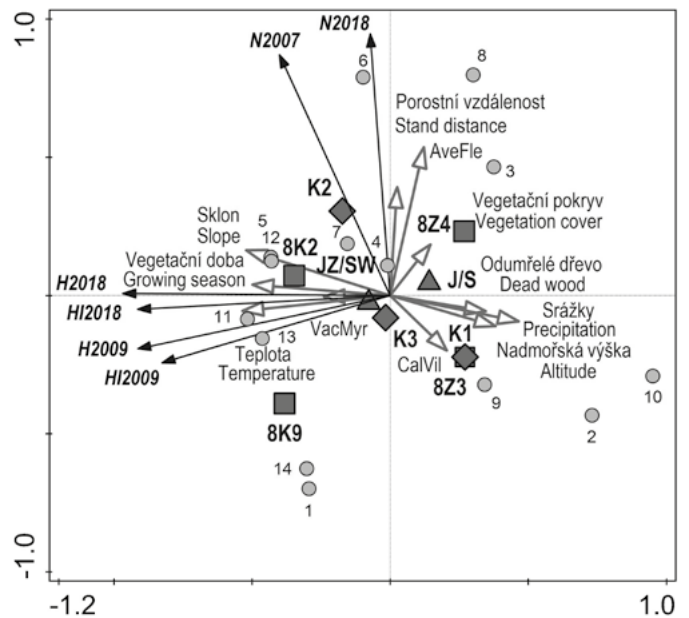
Vztah mezi růstovými parametry přirozené obnovy a stanovištěm

Výsledky PCA analýzy jsou prezentovány ve formě ordinačního diagramu na obr. 7. První ordinační osa vysvětluje 57,5 %, první dvě osy 86,7 % a všechny čtyři osy dohromady 97,8 % variability dat. Osa x představuje průměrnou výšku a výškový přírůst přirozené obnovy, zatímco osa y je charakterizována počtem jedinců přirozené obnovy společně se vzdáleností plochy od porostu. Početnost přirozené obnovy byla pozitivně korelována se zvyšující se vzdáleností od porostu a s pokryvností *Avenella flexuosa*, zatímco *Calamagrostis villosa* negativně působí na výskyt obnovy. Dále z hlediska vegetace bylo zjištěno, že výška a výškový přírůst obnovy pozitivně ovlivňuje pokryvnost *Vaccinium myrtillus*. Se zvyšujícím se sklonem, teplotou a délkou vegetační doby dochází k nárůstu průměrné výšky a výškového přírůstu obnovy, naopak tyto parametry byly negativně korelovány se srážkami, nadmořskou výškou a množstvím odumřelého dřeva. Lesní typ měl převládající vliv na výškový vývoj přirozené obnovy, naproti tomu lokalita (kalamitní holiny) výrazněji ovlivňovala početnost obnovy. Celkově vyšší jedinci obnovy byly zjištěny na stanovištích edafické kategorie kyselá (8K) při porovnání s řadou zakrslou (8Z).

DISKUSE

Výsledky měření v I. zóně Krkonošského národního parku na LHC Maršov a Vrchlabí prokázaly dostatečný potenciál přirozené obnovy. V roce 2007 se počet přirozené obnovy pohyboval v rozmezí 56–3533 ks.ha⁻¹, v roce 2018 hustota přirozené obnovy dosahovala 1452–6983 ks.ha⁻¹. V průběhu sledovaných 12 let (2007–2018) byl zaznamenán nárůst počtu jedinců přirozené obnovy o 46 až 198 %. Vyšší hustota přirozené obnovy byla zjištěna v horských smrčínách na Šumavě (ŠTÍCHA et al. 2010: 1960–10 200 ks.ha⁻¹; MALÍK et al. 2014: 1520–19 760 ks.ha⁻¹). Vyšší počet průměrné obnovy v horských smrčínách (9322 ks.ha⁻¹) byl také zjištěn na Slovensku (HOLEKSA et al. 2007).

Z hlediska vývoje počtů přirozené obnovy v období 2014 až 2016 byl nárůst jedinců téměř nulový. Nejvyšší nárůst od roku 2007 byl sle-



Obr. 7.

Ordinační diagram znázorňující výsledky PCA analýzy vztahů mezi stanovištními charakteristikami (Nadmořská výška, Sklon, Expozice – J, JZ, Lesní typ – 8K9, 8K2, 8Z4, 8Z3), parametry obnovy (H2009/2018 – Výška 2009/2018, HI2009/2018 – Výškový přírůst 2009/2018, N2017/2018 – Hustota 2007/2018), mikrostanovištěm (Vegetační pokryv, Odumřelé dřevo, pokryvnost CalVil – *Calamagrostis villosa*, VacMyr – *Vaccinium myrtillus* a AveFle – *Avenella flexuosa*) a kalamitními holinami (K1, K2, K3); označení 1–14 charakterizují výzkumné plochy

Fig. 7.

Ordination diagram showing results of PCA analysis of relationships among site characteristics (Altitude, Slope, Exposition – S, SW, Ecosite – 8K9, 8K2, 8Z4, 8Z3), parameters of regeneration (H2009/2018 – Height 2009/2018, HI2009/2018 – Height increment 2009/2018, N2017/2018 – Density 2007/2018), microsite (Vegetation cover, Dead wood, cover of CalVil – *Calamagrostis villosa*, VacMyr – *Vaccinium myrtillus* a AveFle – *Avenella flexuosa*) and disturbed areas (K1, K2, K3); marks 1–14 characterize research plots

dován na kalamitní ploše 1, která leží sice ve vyšší nadmořské výšce (cca o 90 m) a v LT 8Z2, kde by měly být méně příznivé klimatické a edafické podmínky pro zmlazení (VACEK S., ŠPULÁK 2005), avšak nachází se zde řádově dvojnásobně vyšší množství odumřelé dřevní hmoty. Tento stav obnovy potvrzuje, že ponechané odumřelé dřevo na kalamitních holinách vytváří příznivé podmínky pro přirozenou obnovu (ZIELONKA 2006; VACEK S. et al. 2010). Sledovaný nárůst počtu jedinců v období 2017 až 2018 byl v důsledku středně bohatého semenného roku 2017, na rozdíl od předcházejícího období, výrazný. Je však otázkou, jak se tyto semenáčky zejména v porostu *Calamagrostis villosa* budou dále vyvíjet, jelikož jejich mortalita v těchto porostních poměrech bývá velmi vysoká (VACEK S. et al. 2017). Největší podíl jedinců obnovy na plošnou jednotku byl zjištěn na odumřelém dřevě a v pokryvu mechů (*Polytrichum formosum*), střední v *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* a nejmenší v *Calamagrostis villosa*. Obdobné výsledky uvádějí také ostatní práce (REMEŠ et al. 2009; VACEK S. et al. 2010; ŠTÍCHA et al. 2010). Z naší studie vyplývá, že z hlediska silné konkurence neprostupný pokryv *Calamagrostis villosa* negativně působí na hustotu přirozené obnovy, naopak příznivější půdní podmínky společně s vyšší ujmavostí obnovy a výškovou konkurencí *Vaccinium myrtillus* pozitivně ovlivňují výškový přírůst. Početnost obnovy je na námi sledovaných kalamitních holinách též závislá především na blízkosti a dostatečném počtu plodných mateřských stromů (MALÍK et al. 2014). Početnost přirozené obnovy na výzkumných plochách byla pozitivně korelována se zvyšující se vzdáleností od porostu, což může být způsobeno stářím vzniku a velikostí holin v kombinaci s negativním vlivem porostního okraje.

Při porovnání zjištěné druhové skladby dřevin na zkoumaných plochách se skladbou cílovou dle LHP či plánu péče o KRNP (FLOUSEK et al. 2010) podíl listnatých dřevin převyšuje podíl cílový. Na všech výzkumných plochách v SLT 8Z a 8K v souladu s obnovními cíli výrazně dominuje SM (93–99 %). Na zkoumaných kalamitních holinách má být podíl JR 1 % a ve skutečnosti v r. 2018 byl v rozmezí 1,2–6,2 %, navíc podíl BR byl 0,8–1,3 % a VR 0,2–1,1 %. Během sledovaných 12 let došlo k významnému nárůstu těchto melioračních a zpevňujících dřevin o 334 %, zejména pak JR. V r. 2018 maximální podíl JR na výzkumných plochách dosahoval 20,7 %, přičemž např. na Slovensku v horských porostech JR tvořil v obnově v průměru 40,8 % (HOLEKSA et al. 2007).

Z hlediska výškové struktury byl v r. 2018 zjištěn velmi malý počet semenáček obnovy ve výškových třídách do 50 cm. Tato zjištění ukazují na důležitost dostatečně bohatých semenných let a na větší obtížnost přirozeného zmlazení na plochách, kde po náhlém rozpadu porostu došlo k prudkému zvýšení pokryvnosti a hustoty travin (ULBRICHOVÁ et al. 2006; VACEK S. et al. 2017). V roce 2009 průměrná výška obnovy dosahovala 44,2 cm ($\pm 35,7$ SD) a v roce 2018 219,2 cm ($\pm 135,3$ SD). Nejvyšší výškový přírůst byl naměřen v roce 2009, naopak nejnižší byl pak zaznamenán v klimaticky nepříznivých letech 2011, 2017 a 2018 (ČHMÚ). Např. při porovnání přírůstu v roce 2016 a 2018 u 7 m vysokého jedince SM, byla zjištěna průměrná 20 cm ztráta. Při porovnání jednotlivých ploch byl zjištěn signifikantní rozdíl v průměrné výšce a přírůstu. Dosažená výška přirozené obnovy odráží vhodnost stanovištních podmínek, zejména mikroreliefu a vegetačního pokryvu (VACEK Z. et al. 2017).

Nejen klimatické podmínky a stanoviště negativně ovlivňují růstovou dynamiku přirozené obnovy, ale také škody zvěří zde hrají významnou roli. V r. 2018 na výzkumných plochách bylo celkem poškozeno 29,3 % jedinců smrku a 74,9 % vtroušených a přimíšených listnatých dřevin, přičemž škody okusem u obnovy JR a VR dosahovaly 100 %. Potvrzuje se tím, že zvěř patří k významným limitujícím faktorům přirozené obnovy lesa (AMMER 1996; KOOIJMAN et al. 2000; ROONEY 2001; MOTTA 2003; VACEK S. et al. 2014; VACEK Z. 2014). V průběhu sukcese škody zvěří okusem jen nepatrně mírně klesaly se zvyšujícími se počty obnovy. Listnaté dřeviny bez poškození okusem rostly

pouze v těsné blízkosti jedinců SM a pod jejich ochranou (VACEK S. et al. 2014). Nízké počty listnatých jedinců přirozené obnovy jsou dané především nedostatkem mateřských stromů v okolí a také specifickými nároky dřevin. Nízký výskyt BR je způsoben zejména konkurencí a vysokou pokryvností *Calamagrostis villosa*, výškový přírůst JR je silně ovlivňován stále se zvyšujícími stavy spárkaté zvěře (ŠTÍCHA et al. 2013; MALÍK et al. 2014; VACEK Z. 2017).

ZÁVĚR

Na zkoumaných kalamitních holinách ve východních Krkonoších bylo 12 let po orkánu Kyrril zjištěno relativně dostatečné množství přirozené obnovy, které by mělo postačit přírodě blízké tvorbě těchto porostů v I. zóně ochrany přírody. Ve sledovaném období 2007–2018 celkový počet jedinců přirozené obnovy na kalamitních holinách stoupl o 68 %. Zmlazení v zásadě odpovídá cílovému druhovému složení porostů. SM tvoří 75–99 %, JR 1–21 % a 0–12 % tvoří BR a VR. Z hlediska poškození zvěří je patrné, že přirozená obnova listnatých dřevin je značně limitována okusem, zejména pak u JR a VR. Hustota a výška zmlazení na plochách je variabilní, což poukazuje na velkou diferenciaci obnovy dle stanovištních podmínek. Významným negativním faktorem ovlivňujícím dynamiku přirozené obnovy je *Calamagrostis villosa*. Při interpretaci výsledků je však nutné brát v úvahu omezený počet zkoumaných ploch a délku sledovaného období. Z hlediska pěstebního doporučení je důležitá ochrana a podpora vtroušených listnatých dřevin formou individuální ochrany, redukcí spárkaté zvěře, reintrodukcí vlka či efektivním využíváním přezimovacích obůrek. Při umělém vnášení těchto melioračních a zpevňujících dřevin je důležité v maximální možné míře využívání vhodného stanoviště (odumřelé dřevo, pokryv bez *C. villosa*, vyvýšeniny atd.).

Poděkování:

Příspěvek vznikl díky podpoře České zemědělské univerzity v Praze, Fakulty lesnické a dřevařské, Interní grantové agentury (IGA č. A02/19). Poděkování také patří dvěma anonymním recenzentům a editorům za konstruktivní komentáře a cenné návrhy, které pomohly vylepšit rukopis.

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): 43–53. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03808-X
- BAUMEISTER D., CALLAWAY R.M. 2006. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. *Ecology*, 87: 1816–1830. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[1816:FBPFDS]2.0.CO;2
- BEDNAŘÍK J., MATĚJKA K. 2014. Struktura porostů *Picea abies* (L.) Karst. ovlivněných antropogenními disturbancemi v oblasti Medvědí hory (NP Šumava). *Zprávy lesnického výzkumu*, 59: 18–27.
- CASTRO J., ZAMORA R., HÓDAR J.A. 2002. Mechanisms blocking *Pinus sylvestris* colonization of Mediterranean mountain meadows. *Journal of Vegetation Science*, 13: 725–731.
- CONNELL J.H., SLATYER R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 1119–1144.
- 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. DOI: 10.3390/f10040320
- ČADA V., SVOBODA M. 2011. Structure and origin of mountain Norway spruce in the Bohemian Forest. *Journal of Forest Science*, 57: 523–535.
- ČADA V., SVOBODA M., JANDA P. 2013. Dendrochronological reconstruction of the disturbance history and past development of the mountain Norway spruce in the Bohemian Forest, central Europe. *Forest Ecology and Management*, 295: 59–68. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.12.037
- ČÍŽKOVÁ P., SVOBODA M., KŘENOVÁ Z. 2011. Natural regeneration of acidophilous spruce mountain forests in non-intervention management areas of the Šumava National Park – the first results of the Biomonitoring project. *Silva Gabreta*, 17: 19–35.
- DOSTÁLOVÁ A. 2009. Tree seedlings: how they establish in spontaneously developed forests? A study from mountainous area in the Czech Republic. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1671–1684. DOI: 10.1007/s10531-008-9549-3
- DOUBKOVÁ P. 2008. Uchycování smrku v opuštěných travních porostech ve východních Krkonoších. *Opera Corcontica*, 45: 69–79.
- DOVČIAK M., HRIVNÁK R., UJHÁZY K., GÖMÖRY D. 2008. Seed rain and environmental controls on invasion of *Picea abies* into grassland. *Plant Ecology*, 194: 135–148. DOI: 10.1007/s11258-007-9280-2
- FISCHER A., LINDNER M., CLEMENTS A., LASCH P. 2002. Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica*, 37: 17–32.
- FLOUSEK J. et al. 2010. Plán péče 2010–2020 o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo. Vrchlabí, Správa KRNP.
- GÖMÖRY D., DOVČIAK M., GÖMÖRYOVÁ E., HRIVNÁK R., JANIŠOVÁ M., UJHÁZY K. 2006. Demekologické, synekologické a genetické aspekty kolonizácie nelesných plôch lesnými drevinami. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene: 92 s.
- HALPERN C.B., ANTOS J.A., RICE J.M., HAUGO R.D., LANG N.L. 2010. Tree invasion of a montane meadow complex: temporal trends, spatial patterns, and biotic interactions. *Journal of Vegetation Science*, 21: 717–732.
- HEURICH M. 2009. Progress of forest regeneration after a large-scale *Ips typographus* outbreak in the subalpine *Picea abies* forests of the Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta*, 15 (1): 49–66.
- 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.
- JANIŠOVÁ M., HRIVNÁK R., GÖMÖRY D., UJHÁZY K., VALACHOVIČ M., GÖMÖRYOVÁ E., HEGEDŮŠOVÁ K., ŠKODOVÁ I. 2007. Changes in understorey vegetation after Norway spruce colonization of an abandoned grassland. *Annales Botanici Fennici*, 44: 256–266.
- JONÁŠOVÁ M., MATĚJKOVÁ I. 2007. Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 1907–1914.
- JONÁŠOVÁ M., PRACH K. 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141: 1525–1535.
- KONŮPKA B., PAJTÍK J. 2015. Why was browsing by red deer more frequent but represented less consumed mass in young maple than in ash trees?! *Journal of Forest Science*, 61: 431–438. DOI: 10.17221/70/2015-JFS
- KOOIJMAN A.M., EMMER I.M., FANTA J., SEVINK J. 2000. Natural regeneration potential of the degraded Krkonoše forests. *Land Degradation and Development*, 11: 459–473.
- LINGUA E., CHERUBINI P., MOTTA R., NOLA P. 2008. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science*, 19: 425–436. DOI: 10.3170/2008-8-18391
- LORZ, C., FÜRST, C., GALIC, Z., MATIJASIC, D., PODRÁZKÝ, V., POTOCIC, N., SIMONCIC, P., STRAUCH, M., VACIK, H., MAKESCHIN, F. 2010. GIS-based probability assessment of natural hazards in forested landscapes of central and south-eastern Europe. *Environmental Management*, 46 (6): 920–930. DOI: 10.1007/s00267-010-9508-0
- MALÍK K., REMEŠ J., VACEK S., ŠTÍCHA V. 2014. Development and dynamics of mountain spruce (*Picea abies* /L./ Karsten) stand regeneration. *Journal of Forest Science*, 60 (2): 61–69.
- MATĚJKA K., VACEK S., PODRÁZKÝ V. 2010. Development of forest soils in the Krkonoše Mts. in the period 1980–2009. *Journal of Forest Science*, 56 (11): 485–504.
- 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. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00128-2
- MZE 2008. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství ČR 2007. Praha, Ministerstvo zemědělství: 98 s.
- NEHYBA J. 2008. Hodnocení kalamity z ledna 2007 v oblasti Krkonošského národního parku. Hradec Králové, Lesoprojekt Hradec Králové: 101 s.
- PANAYOTOV M., KULAKOWSKI D., SANTOS L.L. DOS, BEBI P. 2011. Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management*, 262: 470–481. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.04.013
- REMEŠ J., ULBRICHOVÁ I., ŠTÍCHA V., MALÍK K. 2009. Dynamika obnovy lesa po velkoplošném rozpadu porostů v NP Šumava. Management lesů v českých národních parcích. In: Fanta J., Křenová Z. (ed.): Management lesů v českých národních parcích. Sborník příspěvků z workshopu konaného v Krkonošském národním parku ve dnech 9. – 11. 10. 2008. [Vimperk], Správa NP a CHKO Šumava: 124–131.
- ROONEY T.P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry (Oxford)*, 74: 201–208. DOI: 10.1093/forestry/74.3.201
- 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.
- SHOROHVA E., KUULUVAINEN T., KANGUR A., JÖGISTE K. 2009. Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forest: a review with special reference to Russian studies. *Annals of Forest Science*, 66: 201–220.
- SVOBODA M., ZENÁHLÍKOVÁ J. 2009. Historický vývoj a současný stav lesa v NP Šumava kolem „Kalamitní sváznice“ v oblasti Trojmezí. *Příroda*, 28: 71–122.

- SVOBODA M., JANDA P., NAGEL T. A., FRAVER S., REJZEK J., BAČE R. 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 23: 86–97. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01329.x
- ŠTÍCHA V., KUPKA I., ZAHRADNÍK D., VACEK S. 2010. Influence of micro-relief and weed competition on natural regeneration of mountain forests in the Šumava Mountains. *Journal of Forest Science*, 56 (5): 218–224.
- ŠTÍCHA V., MATĚJKA K., BÍLEK L., MALÍK K., VACEK S. 2013. Obnova smrkového lesa po gradaci lýkožrouta v Národním parku Šumava. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58: 131–137.
- TASSER E., WALDE J., TAPPEINER U., TEUTSCH A., NOGGLER W. 2007. Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118: 115–129. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.004
- ULBRICHOVÁ I., REMEŠ J., ZAHRADNÍK D. 2006. Development of the spruce natural regeneration on mountain sites in the Šumava Mts. *Journal of Forest Science*, 52 (10): 446–456.
- VACEK S., ŠPULÁK O. 2005. Poškození lesů v Krkonoších. *Krkonoše – Jizerské hory*, 38 (1): 18–20.
- VACEK S., MATĚJKA K., SIMON J., MALÍK V., SCHWARZ O., PODRÁZSKÝ V., MINX T., TESAŘ V., ANDĚL P., JANKOVSKÝ L., MIKESKA M. 2007. Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. *Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 216 s. Folia forestalia Bohemica*, č. 4.
- VACEK S., NOSKOVÁ I., BÍLEK L., VACEK Z., SCHWARZ O. 2010. Regeneration of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *Journal of Forest Science*, 56 (11): 541–554.
- VACEK S., VACEK Z., PODRÁZSKÝ V., BÍLEK L., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I., REMEŠ J., ŠTÍCHA V., AMBROŽ R. 2014. Structural diversity of autochthonous beech forests in Broumovské Stěny National Nature Reserve, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*, 131 (4): 191–214.
- 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. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.05.001
- VACEK S., VACEK Z., KALOUSKOVÁ I., CUKOR J., BÍLEK L., MOSER W. K., BULUŠEK D., PODRÁZSKÝ V., ŘEHÁČEK D. 2018. Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) stands on former agricultural land in the Sudetes - evaluation of ecological value and production potential. *Dendrobiology*, 79: 61–76.
- 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. DOI: 10.3390/f5112929
- 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 (1): 75–96.
- 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., VACEK S., VANČURA K., ŠIMŮNEK V., BULUŠEK D., BLAŽEJOVÁ J., SCHWARZ O. 2018b. Sekundární sukcese na kalamitních holinách ve smrkových porostech po orkánu Kyrill v Krkonoších. In: Baláš, M. et al. (eds.): *Pěstování lesů ve střední Evropě. Sborník původních vědeckých prací u příležitosti 19. vědecké konference pěstitelů lesa. Doksy*, 4.–5. 9. 2018, Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 217–226. *Proceedings of Central European Silviculture*. Vol. 8
- VANDENBERGHE C., FRELÉCHOUX F., GADALLAH F., BUTTLER A. 2006. Competitive effect of herbaceous vegetation on tree seedling emergence, growth and survival: Does gap size matter? *Journal of Vegetation Science*, 17: 481–488. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2006.tb02469.x
- VÁVROVÁ E., CUDLÍN P. 2010. Successive pattern of ground vegetation dynamics in relation to tree layer decline and beginning recovery in the Giant Mts. spruce forests during the period 1995–2006. *Opera Corcontica*, 47 (Suppl. 1): 179–188.
- ZIELONKA T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 17 (6): 739–746. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2006.tb02497.x
- ZIELONKA T., MALCHER P. 2009. The dynamics of a mountain mixed forest under wind disturbances in the Tatra Mountains, central Europe – a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 2215–2223.
- ZIELONKA T., HOLEKSA J., FLEISCHER P., KAPUSTA P. 2010. A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 21: 31–42. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01121.x

DYNAMICS OF NATURAL REGENERATION OF MOUNTAIN FORESTS AFTER WIND DISTURBANCE: MODEL STUDY FOR THE KRKONOŠE MTS. (CZECH REPUBLIC)

SUMMARY

In Central Europe, the dynamics of mountain forests has been for a long time most influenced by wind storms. The Kyrill Hurricane in January 2007 greatly damaged large areas of spruce stands in the Krkonoše Mountains (Czech Republic). The aim of this study was to evaluate the structure and development of secondary succession in extreme climatic mountain conditions on disturbed areas in the eastern Krkonoše Mts. Presented research was focused on structure, dynamics, density, species diversity and growth parameters of natural regeneration with emphasis on game damage in period 2007–2018.

The study area was located in the I. zone of the nature conservation of the Krkonoše National Park in the eastern part of the Krkonoše Mts. Research was conducted on 14 ring research plots of 300 m² in 3 disturbed areas at an altitude of 1130–1283 m a.s.l. (Tab. 1). The ecosite type was *Piceetum acidophilum* and *Sorbeto-Piceetum* with prevailing Podzols soil type. The annual sum of precipitation was in range 1300–1500 mm and annual temperature reached 2.5–4.0 °C. Growing season ranged from 60 to 80 days.

Results showed significant density increase of natural regeneration during the 12 years of observation. In 2018, the average number of natural regeneration reached 3,637 recruits ha⁻¹ (± 1,864 SD), while in 2007 it accounted 2,167 recruits ha⁻¹ (± 1,307 SD) (Fig. 1). Density of dominant Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) increased by 65% and deciduous tree species increased even by 334%, especially in rowan (*Sorbus aucuparia* L.). In tree species composition, spruce share decreased from 98.4% to 92.9% in favor of deciduous tree species during the observed period. In 2018, deciduous tree species – rowan, goat willow (*Salix caprea* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) – accounted 1.0–22.5% of tree species composition. In terms of height structure, the average height of regeneration was 44.2 cm (± 35.7 SD) in 2009 and 219.2 cm (± 135.3 SD) in 2018 (Fig. 2, 3) with the significant low height growth in 2011, 2017 and 2018, caused by negative climatic factors. The mean average height increment reached 9.1 cm (± 5.9 SD) in 2009, and 26.5 cm (± 16.7 SD) in 2018 (Fig. 4). Height growth was significantly correlated with height (Fig. 5). However, game was significant limiting factor of growth of natural regeneration. Natural regeneration was damaged by browsing in average 31.9%, while regeneration of willow and rowan was totally destroyed by deer (100.0% damage) (Tab. 2; Fig. 6). In relation to site conditions, the negative effect of dense grass cover of *Calamagrostis villosa* on density of the natural regeneration was observed as well as positive effect of decreasing altitude and increasing slope on height growth of natural regeneration (Fig. 7). However, the limited number of research plots and the length of the study period must be considered when interpreting the presented results.

In conclusion, study research plots destroyed by Kyrill Hurricane have a great potential for natural regeneration in the studied I. zone of the Krkonoše National park after the period of observation. The recommendation for limiting the intolerable game damage and protection of valuable admixed deciduous tree species (especially rowan) is reduction of large deer population, individual tree protection, and efficiency of overwinter closure or reintroduction of large predators. When introducing the soil improving and stabilizing tree species into the forest stands artificially, it is important the maximum use of suitable habitat conditions (dead wood, cover without *Callamagrostis villosa*, mounds etc.).

Zasláno: 30. 05. 2019

Přijato do tisku: 02. 09. 2019