



VÝVOJ OBNOVY LESA NA ÚZEMÍ TANAP-u PO VETROVEJ KALAMITE ALŽBETA

Bohdan Konôpka ▪ Vladimír Šebeň ▪ Jozef Pajtík

Konôpka, B., Šebeň, V., Pajtík, J.: The development of forest regeneration in the TANAP territory after the Elisabeth wind disaster. APOL, 2024, vol. 5, no. 1, p. 41–48.

Abstract: Our work focuses on a post-disturbance area that arose after the large-scale windstorm disaster in November 2004 in the Tatra National Park (TANAP). The wind destroyed predominantly forest complexes dominated by Norway spruce, located at altitudes between 700 and 1,400 meters a.s.l. We quantified tree species composition (diversity) and carbon pool (calculated as 50% of tree biomass) in young forest stands after the disturbance, specifically in the years 2007, 2010, 2016, and 2019. The number of tree species was significantly higher at lower altitudes (under 900 m) compared to higher altitudes (over 900 m). The number of species increased between 2007 and 2010, then stabilized after 2010. In 2007, an average of 1.9 tons of carbon per ha was found at the lower sites, while only 0.4 tons per ha was found at the higher sites. Between 2007 and 2019, carbon stocks in tree biomass grew to 13.3 t per ha and 6.3 t per ha in the lower and higher sites, respectively, with an average for the entire area of about 10.0 t per ha. We calculated that the carbon stock in tree biomass before the calamity (1996) was approximately 100 t per ha. After the wind disturbance, conifers (especially Norway spruce) predominated in the lower sites, while broadleaves (mostly birch) were more common at higher altitudes. At the same time, the diversity of tree species after the wind disturbance was richer than before the disaster. We assume that the current tree species composition is a good starting point for future prospects, especially for the resistance of forest stands to harmful agents such as wind and bark beetles.

Key words: large scale disturbance; postdisturbance young stands; species composition; tree biomass; net of plots

Úvod a cieľ práce

Lesy nie sú len zdrojom dreva, ale plnia mnoho ďalších, pre ľudskú spoločnosť nesmierne dôležitých, funkcií. V novodobej terminológii hovoríme o komplexe ekosystémových (v rámci skupín produkčných, regulačných a kultúrnych) služieb lesov. Ak zvažíme hrozby súvisiace so zmenou klímy, lesy sú dôležité ako zásobárne uhlíka (Lindner et al. 2010), čo patrí medzi tzv. regulačné služby. Konkrétne ide o reguláciu stavu atmosféry prostredníctvom sekvestrácie uhlíka lesmi. Ďalšou aktuálnou hrozbou je znižovanie biodiverzity, čo je zložka, ktorá nie je priamo súčasťou ekosystémových funkcií, ale súvisí takmer so všetkými skupinami týchto služieb (Harrison et al. 2014). Hoci by optimálny stav lesa mal spieť k udržaniu ich multifunkčnosti, v hospodárskych lesoch prevládajú produkčné služby, kým kultúrne služby (hlavne rekreácia a estetika krajiny) sa podporujú v chránených oblastiach vrátane národných parkov (van der Plas et al. 2018).

Potenciál lesov na udržanie ekosystémových služieb závisí od ich aktuálneho stavu. Prebiehajúca zmena klímy a postupne sa zvyšujúca frekvencia rozsiahlych disturbancií v Európe narušujú kontinuitu lesnej pokrývky. Zároveň to vedie k narušeniu princípu trvalosti zabezpečenia ekosystémových služieb (Fleischer et al. 2017). Mnoho prác dokázalo, že rozsiahle kalamity (vietor, lykožrút, požiare atď.) v lesoch spôsobujú obrovské straty uhlíka v krajine (Seidl et al. 2014). Na druhej strane, dlhodobé následky disturbancií v lesných ekosystémoch na biodiverzitu, vrátane diverzity drevín, sú menej jasné a môžu sa prejavíť kontrastnými (t. j. niekedy negatívnymi ale inokedy pozitívnymi) spôsobmi (napr. Allen et al. 2012).

Lesnícka hospodárska evidencia na Slovensku ukázala, že rozsah disturbancií v lesoch sa zvyšoval najmä od začiatku tisícročia (Kunca et al. 2019). Zároveň záznamy ukázali, že vetrové smršte boli spolu s podkôrnym hmyzom najničivejšími činiteľmi vo všetkých rokoch pozorovania. Pokiaľ ide o vetrové disturbancie

v slovenských lesoch v tomto tisícročí, najväčšia nastala v novembri 2004 (vetrová smršť Alžbeta; pozri tiež Konôpka et al. 2016b). Vietor zasiahol najmä severné a centrálné časti krajiny s epicentrom deštrukcie v oblasti Vysokých Tatier a Podtatranskej kotliny, ktoré prevažne patria do Tatranského národného parku (TANAP). Uvedená oblasť bola pred disturbanciou pokrytá prevažne staršími porastami (kmeňoviny), väčšinou vo veku medzi 61 a 120 rokov (Konôpka et al. 2016a). V týchto lesoch dominoval smrek obyčajný, ktorý tu napríklad na konci minulého storočia predstavoval takmer 80 % porastových zásob (Vološčuk et al. 1994). Pritom v podmienkach Slovenska sú smrekové kmeňoviny najnáchylnejším prvkom lesných ekosystémov na poškodenie vetrom (napr. Konôpka et al. 2016b).

Na odhad aktuálnej uhlíkovej bilancie v zalesnenej krajine, respektíve na presné kvantifikovanie postupného reverzného procesu akumulácie uhlíka v drevinách po rozsiahlych disturbanciách, potrebujeme odhady biomasy v novovzniknutých (mladých) porastoch. Výpočet biomasy a potom množstva uhlíka v nej sa zvyčajne vykonáva pomocou matematických modelov, tzn. alometrických vzťahov (West 2009). Tie zvyčajne reprezentujú množstvo biomasy stromov (alebo ich zložiek) v závislosti od ľahko merateľných charakteristík, najčastejšie od hrúbky kmeňa a/alebo výšky stromu. Keďže sme sa v ostatnom období zaoberali aj problematikou konštrukcie alometrických vzťahov pre mladé, resp. malé stromy, dvanástich hlavných druhov (Pajtík et al. 2017), naše výsledky umožnili vypočítať množstvo biomasy stromov či porastov vo väčšine typov lesných ekosystémov v mladých rastových štádiách.

Cieľom tohto článku je kvantifikácia druhového zloženia (diverzity) a zásoby biomasy/uhlíka v mladých lesných porastoch vzniknutých po rozsiahlej vetrovej kalamite Alžbeta na území TANAP-u. Navyše sme sa zamerali na účinky časových (konkrétne tri, šesť, dvanásť a pätnásť rokov po vetrovej kalamite) a priestorových (nadmorská výška) aspektov na tieto charakteristiky lesných porastov. Nakoniec sa porovnávalo drevinové zloženie a zásoby uhlíka medzi stavmi lesov pred a po vetrovej kalamite Alžbeta.

Materiál a metódy

Naša pozornosť sa zamerala na Vysoké Tatry a severnú časť Podtatranskej kotliny, kde geologický podklad tvoria prevažne sedimenty granodioritov. Lesné pôdy sú prevažne litické leptosoly a podzoly. Podnebie je typicky chladné (ročná priemerná teplota je asi 4,0 °C) a vlhké (ročný úhrn zrážok je cez 1 000 mm), snehová pokrývka trvá medzi 110 až 130 dňami (napr. Vološčuk et al. 1994).

Dňa 19. novembra 2004 vietor zničil najmä lesné komplexy s dominanciou smreka obyčajného prevažne v nadmorských výškach od 700 do 1 400 m n. m. Oblasť disturbance lesných porastov sa sústredila vo viacmenej súvislom páse širokom 5 km a dlhom takmer 35 km, orientovanom v smere západ-východ (Šebeň 2011). Lesné porasty v tomto páse boli takmer úplne zničené (hlavne vyvrátené, menej často zlomené), okrem niekoľkých skupín stromov typických prevahou smrekovca opadavého, prípadne borovice lesnej. Odhadovaná plocha poškodených lesov tu predstavovala rozlohu takmer 10 000 ha.

Pokalamitná oblasť bola manažovaná tromi spôsobmi v závislosti od stupňa ochrany prírody a technologických možností: od spracovania celého množstva hrubiny, cez čiastočne spracované kalamitné drevo (30 – 60 % obchodovateľného dreva), až po vylúčenie spracovania dreva s ponechaním len na prirodzenú sukcesiu. Dominantná časť kalamitného dreva sa spracovala počas troch rokov po kalamite (t. j. 2005 – 2007). Pokiaľ ide o obnovu lesa, implementovali sa rôzne prístupy s ohľadom na stupeň ochrany prírody. Všeobecne sa na prevažnej časti plochy preferovala prirodzená obnova, viacero lokalít sa obnovilo umelou výsadbou. Následná kombinovaná obnova bola na tomto území oveľa častejšia ako čisto umelá bez prirodzeného náletu.

Zásoba uhlíka v biomase lesných porastov pred kalamitou sa vypočítala na základe údajov z Lesného hospodárskeho plánu (LHP) vypracovaného v roku 1996. Tento výpočet prakticky charakterizuje situáciu osem rokov pred vetrovou kalamitou. Využili sme databázu porastových charakteristík spracovaných v programoch Ms Access a FoxPro. Následne sa pomocou programu ArcMap pripravila priestorová identifikácia a filtrovanie všetkých lesných porastov (ako základná priestorová jednotka), ktoré patrili do skúmanej oblasti. Z databázy LHP sa využili základné charakteristiky porastov, t. j. vstupné údaje pre ďalší výpočet: celková plocha porastu (ha), priemer stredného kmeňa (cm), stredná výška stromu (m), počet stromov na hektár. Z nich sa odvodila celková zásoba kmeňov stromov pod kôrou, podiel každej druhovej skladby na zásobe kmeňov stromov (%).

Biomasa stromov sa vypočítala pomocou vzorcov na výpočet objemu biomasy podľa druhu zisťovaného stromu cez objem stredného kmeňa a aktuálny počet jedincov na hektár. Potom sa objem biomasy prepočítal pomocou hodnôt hustoty dreva (podľa Požgaj et al. 1993) a koncentrácií uhlíka v drevených častiach (použila sa defoltná hodnota 50 %). Podrobný postup výpočtu sme opísali napríklad v práci Pajtík et al. (2009).

Odhad druhového zloženia, hustoty porastov a zásoby stromovej biomasy (uhlíka) v mladých lesných porastoch sme stanovili na 90 vybratých monitorovacích plochách (MP). MP sme založili v sieti 1 × 1 km (Šebeň 2011). Centrálné body MP sa fixovali pomocou kovovej rúry, ktorá sa zatĺkla do pôdy. Z tohto centrálného bodu boli stanovené štyri smery k hlavným svetovým stranám. V každom smere sme založili stred jednej kruhovej podplochy (tzv. satelitné podplochy; SP) umiestnené 8 m od stredu MP. SP mali variabilný polomer s veľkosťou zodpovedajúcou ploche pokrývajúcej najmenej 15 stromov, avšak nepresahujúcej 3 m. Potom sa na každej SP, tzn. spolu 360 opakovaní, zaznamenali všetky stromy (zahrnuli sa iba jedince od výšky 0,1 m), určili sa druhy drevín a zmerala sa výška každého stromu s presnosťou na 10 cm. Merania sa uskutočnili počas vegetačných sezón v rokoch 2007, 2010, 2016 a 2019. Pri opakovanom nájdení stredu MP sa používala orientačná navigácia pomocou GPS a následne presná identifikácia rúry pomocou detektora kovov.

Biomasa jednotlivých stromov sa vypočítala pomocou druhovo špecifických alometrických vzťahov (Pajtík et al. 2017) pre buk lesný, brezy, smrekovec opadavý, smrek obyčajný, vrbu rakytu, jarabinu vtáčiu a borovicu lesnú, s použitím výšky stromu ako nezávislej premennej (pozri napríklad Konôpka et al. 2016b). Kategória „iné ihličnaté druhy stromov“ sa vypočítala podľa modelu odvodeného pre borovicu lesnú a „iné listnaté druhy stromov“ podľa vrby rakytovej.

Množstvo uhlíka fixovaného v biomase stromov sa odvodilo pomocou štandardného koeficientu rovnajúceho sa hodnote 0,5. Pre každú SP sme vypočítali počet druhov stromov, počet jedincov stromov a zásobu stromovej biomasy, resp. uhlíka pre konkrétne dreviny. Následne sa tieto charakteristiky vyjadrili na úrovni MP ako priemer čísel z príslušných SP vážený veľkosťou každej podplochy. Počet stromov a zásoba uhlíka sa finálne vyjadrili na hektár porastovej plochy. Pritom sa zohľadnila aj nadmorská výška každej MP. Ako limitnú hranicu pre dve skupiny nadmorských výšok sme zvolili 900 m nad morom. Približne táto nadmorská výška oddeľuje podhorskú časť (takmer rovinný terén) od horský polôh (typické s vyššími sklonmi terénu).

Výsledky a diskusia

Naše merania ukázali, že hustota mladých porastov v roku 2007 bola až trikrát väčšia v nižších polohách (v prepočte na hektár 19,8 tisíc kusov) ako vo vyšších polohách (6,2 tisíc jedincov). V ďalších rokoch hustota lesných porastov v nižších polohách už len klesala a v roku 2019 bola len 9,9 tisíc kusov na ha. Je to prirodzený vývoj v normálne odrastajúcom lesnom poraste vplyvom kompetičných procesov a dal sa očakávať. Iný bol však vývoj vo vyšších polohách, kde zmeny medzi rokom 2007 a 2019 boli zanedbateľné, keď končený stav bol 6,8 tisíc jedincov na ha (pozri aj obr. 1 – horný graf). Vyššiu hustotu mladých lesných porastov v nižších než vyšších nadmorských výškach treba pripísať dvom okolnostiam. Jednak lepším pôdnym pomerom, ale aj intenzívnejšou lesníckou činnosťou, tzn. väčší podiel spracovanej kalamitnej hmoty a následnej aj vyšší podiel vysadených stromov v kombinovanej obnove lesa. Zároveň pokles hustoty týchto porastov v nižších polohách bol veľmi pravdepodobne spôsobený prevažne konkurenčným tlakom medzi drevinami. Výrazný pokles počtu stromov bol najmä v období medzi 2010 až 2016 (t. j. šesť až dvanásť rokov od kalamitnej udalosti). Zároveň malé zmeny v hustote mladých lesných porastov vo vyšších nadmorských výškach možno pripísať javu, keď novovzniknuté, relatívne riedke porasty, sa ešte nezapojili. Takže konkurenčný tlak tu nebol silný a stromová mortalita bola ešte slabá aj 15 rokov od kalamity.

Okrem hustoty lesných porastov sa v nižších nadmorských výškach väčšie počty zistili aj pri druhovej diverzite lesných drevín (obr. 1, stredný graf). V roku 2007 sa v priemere na jednu plochu vyskytovalo 4,7 druhu drevín v nižších polohách a 3,1 druhu drevín vo vyšších polohách. Tento rozdiel sa dobou od výskytu kalamity znižoval a v roku 2019 bol už len 6,2 verzus 5,0 druhov drevín. V prípade obdivoch výškových pásiem, počet druhov postupne, aj keď len mierne, narastal.

Podobne ako pri hustote porastov a počte druhov, aj v prípade zásoby stromovej biomasy, boli väčšie čísla v nadmorskej výške do 900 m než nad 900 m n. m. Ak predpokladáme, že biomasa drevín obsahuje približne 50 % uhlíka, tak v roku 2007 bol rozdiel približne päťnásobný (1,0 oproti 0,2 t na ha), avšak v roku 2019

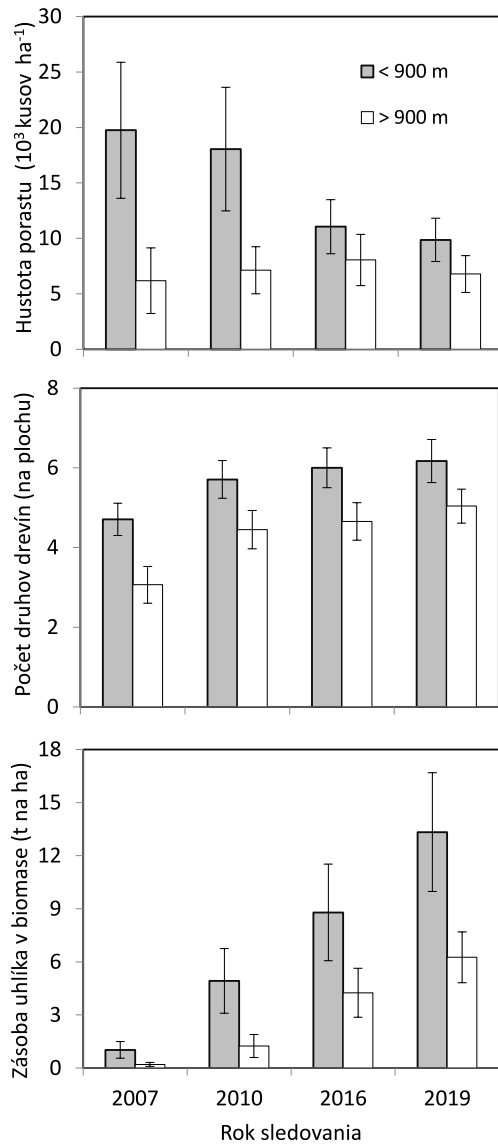
bol rozdiel už len dvojnásobný (13,3 verzus 6,3 t na ha). Možno predpokladať, že vznik mladých lesných porastov sa vo vyšších nadmorských výškach oneskoroval za nižšími nadmorskými výškami. Tu nie je možné kvantifikovať do akej miery (okrem stanovištných podmienok) spôsobil tento rozdiel aj odlišný pokalamitný manažment lesa.

Určité rozdiely medzi mladými porastami nachádzajúcimi sa v rôznych pásmach nadmorských výšok sa zistili aj v drevinovom zložení. Podiel drevín v poraste sa dá vyjadriť buď z počtu stromov alebo zo zásoby. V prípade mladých lesných porastov je oveľa vhodnejší druhý spôsob výpočtu. Dôvodom je, že napríklad

niektoré dreviny môžu mať vysoký počet jedincov, ale tieto sú výškovo menšie ako ostatné dreviny. Preto sa ich podiel na drevinovom zložení v dôsledku medzidruhového konkurenčného vplyvu spravidla v rámci vývoja lesných porastov významne zníži. Preto drevinové zloženie podľa podielu na počte stromov graficky ilustrujeme (pozri obr. 2), ale nebudeme ho detailnejšie analyzovať.

Čo sa týka podielu jednotlivých drevín na zásobe biomasy (resp. uhlíka viazaného v biomase) vidíme, v nižších nadmorských výškach spočiatku dominoval smrek. V roku 2007 tvoril až 68 % zo zásoby, avšak do roku 2019 klesol len na 44 %. Keď sa zameriame na nadmorské výšky do 900 m a rok 2019, zisťujeme že na druhom mieste boli brezy (24 %), potom ostatné listnáče (15 %) a borovica lesná (6 %). Aj vo vyšších nadmorských výškach dominoval smrek, avšak jeho podiel bol nižší, konkrétne 44 % v roku 2007 a 34 % v roku 2019. V roku 2019 boli v nadmorských výškach nad 900 m na druhom mieste brezy (18 %), potom jarabina vtáčia (17 %) a smrekovec opadavý (12 %).

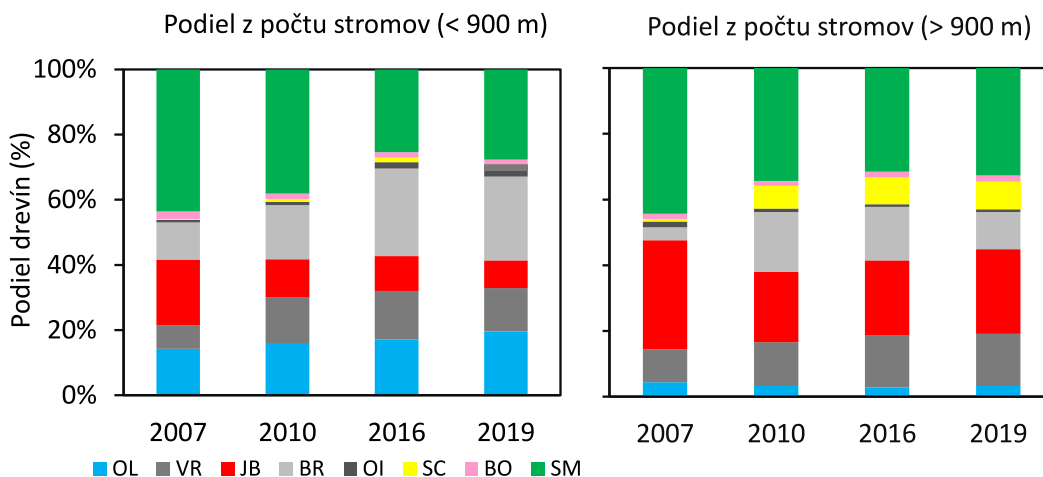
Otázny je ďalší vývoj lesných porastov na pokalamitnom území. Možno očakávať, že prípravné dreviny (hlavne brezy, jarabina vtáčia, osika a vrbby) postupne prirodzene z lesných porastov vypadnú. V prípade jarabiny vtácej, osiky a vrb to bude v podstatnej miere už v priebehu jedného či dvoch desaťročí. Je to v dôsledku ich intenzívneho poškodzovania jeleňou zverou. Takýto trend bol zjavný už medzi rokmi 2007 až 2019 pri jarabine vtácej. Okrem toho prípravné dreviny majú relatívne krátky fyzický vek, preto ich budú ostatné dreviny prežívať. Otázna je zatiaľ breza, ktorá je veľmi vitálna a aktuálne sa jej mimoriadne darí. No údaje z monitoringu potvrdzujú jej maximálne zastúpenie v roku 2016, od ktorého nastáva pokles. Tento trend chceme naďalej sledovať. Podľa nášho názoru sa tu odrastaním v porastoch najčastejšie budú vyskytovať hlavne smrek, smrekovec a borovica lesná. Pritom je dôležité, aby podiel borovice lesnej a smrekovca opadavého bol voči smreku čo najvyšší, keďže tieto dreviny sú spevňovacie a zároveň zlepšujú odolnosť porastov proti škodcom. Z obrázku 3 zisťujeme, že v roku 2019 bol



Obrázok 1. Hustota stromov, počet druhov drevín a zásoba uhlíka v biomase mladých lesných porastov nachádzajúcich sa na pokalamitnom území TANAP-u v rokoch 2007, 2010, 2016 a 2019 podľa dvoch pásiem nadmorských výšok

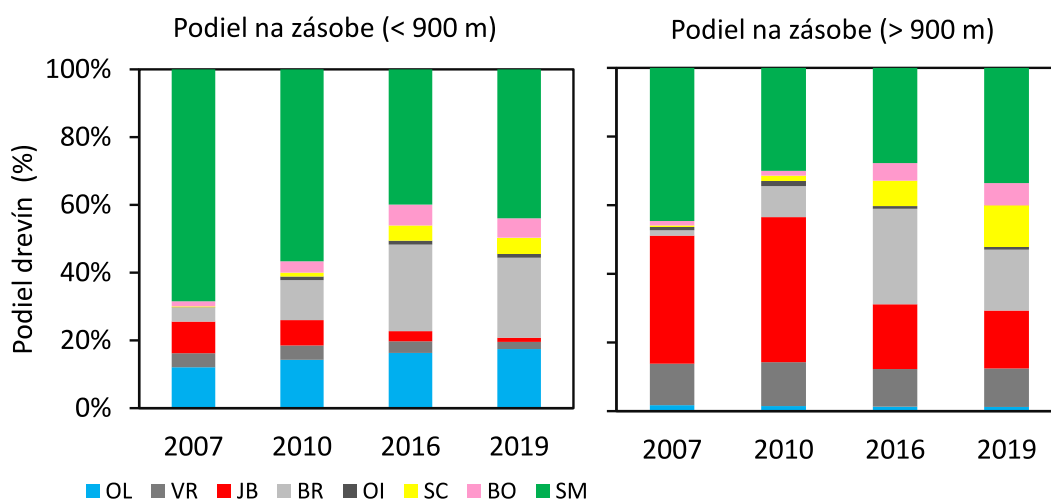
Figure 1. Tree density, number of tree species, and carbon stock in the biomass of young forest stands located in the post-calamity area of TANAP in the years 2007, 2010, 2016, and 2019, according to two altitude zones

pomer borovice lesnej plus smrekovca voči smreku 1 : 4 v nižších nadmorských výškach, resp. 1 : 2 vo vyšších nadmorských výškach. To znamená, že lesné porasty vo vyšších nadmorských výškach by mali byť do budúcnosti všeobecne odolnejšie než tie v nižších nadmorských výškach. Napríklad Konôpka a kol. (1980), resp.



Obrázok 2. Podiel drevín z celového počtu stromov mladých lesných porastov nachádzajúcich sa na pokalamitnom území TANAPu v rokoch 2007, 2010, 2016 a 2019 podľa dvoch pásiem nadmorských výšok. (Skratky vyjadrujú dreviny takto: OL – ostatné listnaté, VR – vrbý, JB – jarabina vtáčia, BR – brezy, OI – ostatné ihličnaté, SC – smrekovec opadavý, BO – borovica lesná a SM – smrek obyčajný)

Figure 2. The proportion of tree species from the total number of trees in young forest stands located in the post-calamity area of TANAP in the years 2007, 2010, 2016, and 2019, according to two altitude zones. (The abbreviations represent tree species as follows: OL – other deciduous, VR – willows, JB – rowan, BR – birches, OI – other conifers, SC – European larch, BO – Scots pine, and SM – Norway spruce)



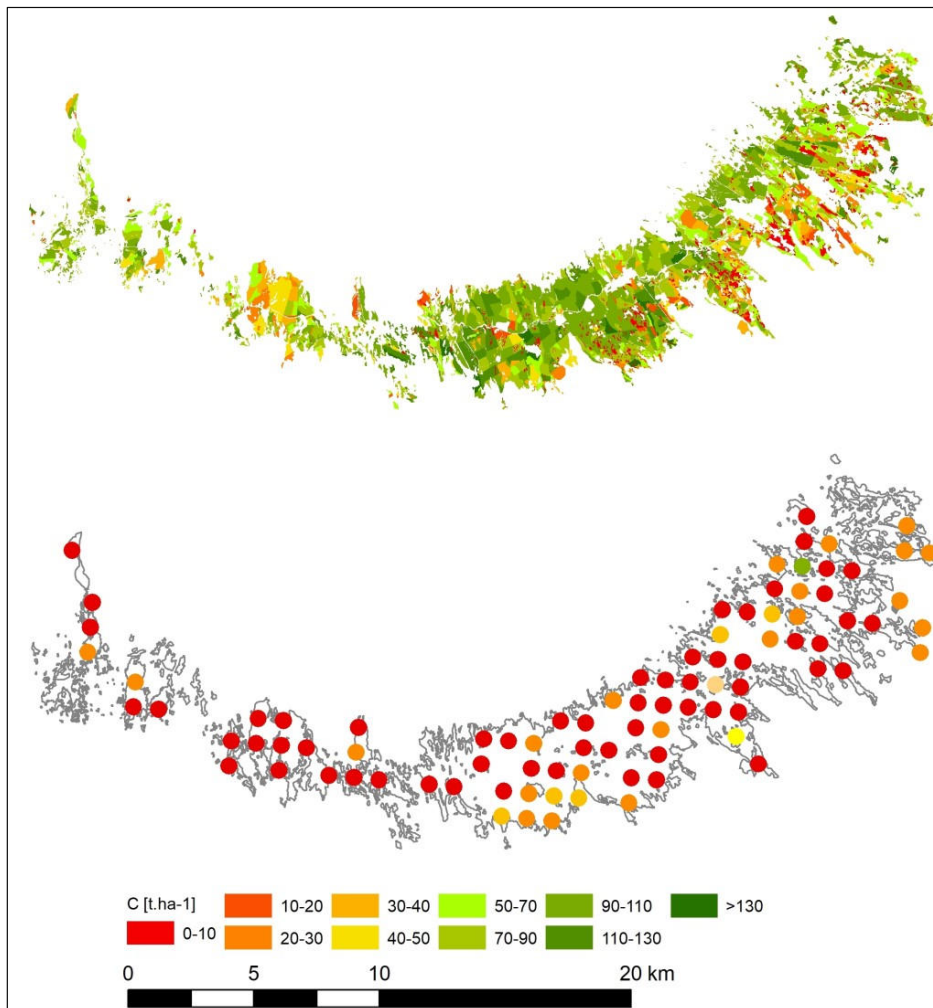
Obrázok 3. Podiel drevín na celkovej zásobe biomasy (resp. uhlíka) mladých lesných porastov nachádzajúcich sa na pokalamitnom území TANAPu v rokoch 2007, 2010, 2016 a 2019 podľa dvoch pásiem nadmorských výšok. (Skratky vyjadrujú dreviny takto: OL – ostatné listnaté, VR – vrbý, JB – jarabina vtáčia, BR – brezy, OI – ostatné ihličnaté, SC – smrekovec opadavý, BO – borovica lesná a SM – smrek obyčajný)

Figure 3. The proportion of tree species in the total biomass (or carbon) stock of young forest stands located in the post-calamity area of TANAP in the years 2007, 2010, 2016, and 2019, according to two altitude zones. (The abbreviations represent tree species as follows: OL – other deciduous, VR – willows, JB – rowan, BR – birches, OI – other conifers, SC – European larch, BO – Scots pine, and SM – Norway spruce)

Stolina a kol. (1985) uvádzajú, že z hľadiska zvýšenia statickej stability lesných porastov je treba zabezpečiť podiel spevňovacích drevín v intervale 30 % až 40 %. Na základe tohto údajov by sme mohli veľmi zjednodušene konštatovať, že kým lesné porasty by vo vyšších nadmorských výškach mali v budúcnosti spravidla spĺňať tieto kritériá, v nižších nadmorských výškach tomu takto nebude.

Opačné konštatovanie v prospech lesných porastov v nižších nadmorských výškach vyznie vzhľadom na biodiverzitu. Lesné porasty v nadmorských výškach do 900 m mali v roku 2019 o približne jeden druh dreviny (vyjadrené na jednu monitorovaciu plochu) viac ako tie nad 900 m. Takže lesné porasty v nižších nadmorských výškach boli pestrejšie ako porasty vo vyšších nadmorských výškach. Toto sa však môže do budúcnosti zmeniť, keďže prípravné dreviny budú postupne vypadávať. V podstate sa trend „dobiehania“ diverzity lesných drevín porastami vo vyšších nadmorských výškach pozoroval už v období rokov 2007 až 2019.

Nakoniec sme graficky vyjadrili zásobu uhlíka v stromovej biomase na jednotlivých monitorovacích plochách v prepočte v tonách na hektár. Zároveň sme stav na plochách porovnali so situáciou na úrovni jednotlivých porastov pred vetrovou kalamitou (pozri obr. 4). V roku 1996 bola priemerná zásoba uhlíka v lesných porastoch mierne cez 100 t na ha. V roku 2019 bola priemerná zásoba blízko 10 t na ha, to znamená približne



Obrázok 4. Zásoba uhlíka viazaného v stromovej biomase lesných porastov pred vetrovou kalamitou (referenčný rok 1996, kde sa vychádzalo z podkladových údajov z LHP; pozri vrchný obrázok) a na monitorovacích plochách v roku 2019 (dolný obrázok)

Figure 4. Carbon stock fixed in the tree biomass of forest stands before the wind calamity (reference year 1996, based on data from forest management plans; see top image) and in the monitoring plots in the year 2019 (bottom image)

1/10 zo stavu pred disturbanciou. Pritom prevažná väčšina územia (podľa stavu na plochách v 2019) mala zásobu uhlíka do 10 t na ha, menšia časť v intervale 10 až 20 t na ha a len výnimočne prekračovala 20 t uhlíka na ha.

Tu by sme chceli v krátkosti uviesť, že niektoré práce týkajúce sa pokalamitného vývoja lesných porastov v TANAP-e sme už publikovali v predošlých rokoch. Napr. v publikácii Konôpku et al. (2021) sme demonštrovali, že spracovanie kalamitnej hmoty môže podporiť rýchlosť obnovy lesa a dokonca posilniť jej druhovú pestrosť. Preto nie je možné súhlasiť so zovšeobecňujúcimi názormi niektorých prác (napr. Cerioni et al. 2024), že spracovanie kalamitnej hmoty má výhradne negatívne ekologické vplyvy. Pravdaže režim v národných parkoch sa líši od manažmentu v hospodárskych lesoch. Napriek tomu má aktívny pokalamitný manažment svoje miesto aj v rámci chránených území. S tým, že sa musí prirodzene diferencovať podľa stupňa ochrany prírody. Ale to je ďalšia rozsiahla téma, ktorú nebudeme rozoberať v tomto príspevku.

Záver

Naše zistenia naznačujú pozitívny trend pokalamitného vývoja lesa na území TANAPu, keďže významná časť jeho plochy je v súčasnosti pokrytá mladými zmiešanými lesmi. Veľký podiel na aktuálne priaznivom stave má samotná príroda (spontánna regenerácia lesa), ale aj lesníci (umelá obnova), ktorí prispeli k obnove podstatnou mierou. Zámerná umelá obnova pomohla zvýšiť druhovú rozmanitosť, čo sa prejavilo najmä v nižších nadmorských výškach. Týmto spôsobom by najmä zvýšený podiel smrekovca opadavého a borovice lesnej mal v budúcnosti zlepšiť statickú stabilitu (t. j. odolnosť proti vetru) lesných porastov. Relatívne vysoký podiel mäkkých listnáčov, najmä jarabiny a rakyty, zmierňujú potenciálne škody spôsobené jeleňou zverou (hustota jej populácie je tu vysoká) na ostatných drevinách.

V neposlednom rade by sme chceli zdôrazniť, že pokalamitné mladé porasty v roku 2019 fixovali približne jednu desatinu množstva uhlíka, v porovnaní s lesmi rastúcich v období pred disturbanciou (referenčný rok 1996). Treba taktiež pripomenúť dynamický vývoj mladých lesných porastov, vďaka čomu absorbujú veľké množstvo uhlíka z atmosféry. Zároveň zdôrazníme, že v tejto oblasti je stále značné množstvo uhlíka fixovaného v mŕtvom dreve. Postupne dochádza k rozkladu mŕtveho dreva (podľa priebežných sledovaní bude trvať viac ako 30 rokov) a postupnému uvoľňovaniu uhlíka. Podľa nášho názoru rôzny pokalamitný manažment v TANAPe (odlišný podiel nespracovaného dreva na rôznych lokalitách) pravdepodobne rozdiferencuje rýchlosť obnovy lesa, prípadne aj drevinové zloženie. Takto vzniknú relatívne heterogénne časti lesných komplexov. Takto sa, v porovnaní so stavom pred kalamitou, zvýši celková statická stabilita tunajších lesných komplexov, ako aj odolnosť voči škodcom.

PodĎakovanie

Táto práca vznikla vďaka riešeniu úloh projektov APVV-18-0086, APVV-20-0168 a APVV-22-0056 financovaných z Agentúry na podporu výskumu a vývoja, ako aj v rámci projektu „Progresívne metódy ochrany lesa v meniacich sa ekologických podmienkach (PROMOLES)“ financovaného z rozpočtovej kapitoly MPRV SR (prvok 08V0301). Tento článok vznikol aj vďaka spolufinancovaniu Európskej komisie v rámci projektu LignoSilva [Grant Agreement #101059552] v rámci akcie Horizon Europe Teaming for Excellence.

Literatúra

- Allen, M. S., Thapa, V., Arévalo, J. R., Palmer, M. W., 2012: Windstorm damage and forest recovery: accelerated succession, stand structure, and spatial pattern over 25 years in two Minnesota forests. *Plant Ecology*, 213:1833–1842.
- Cerioni, M., Brabec, M., Bače, R., Bädgers, E., Bončina, A., Brúna, J. et al., 2024: Recovery and resilience of European temperate forests after large and severe disturbances. *Global Change Biology*, 30:e17159.
- Fleischer, P., Pichler, V., Fleischer, P., Holko, L., Máliš, F., Gömöryová, E. et al., 2017: Forest ecosystem services affected by natural disturbance, climate and land-use changes in the Tatra Mountains. *Climate Research*, 73:54–71.

- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M. et al., 2014: Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9:191–203.
- Konôpka, B., Pajtík, J., Šebeň, V., 2016a: Carbon stock change in forest stands biomass following a large-scale disturbance in the High Tatras. *Zprávy lesnického výzkumu*, 61:239–246.
- Konôpka, B., Zach, P., Kulfan, J., 2016b: Wind – an important ecological factor and destructive agent in forests. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 62:123–130.
- Konôpka, B., Šebeň, V., Meganičová, K., 2021: Forest Regeneration Patterns Differ Considerably between Sites with and without Windthrow Wood Logging in the High Tatra Mountains. *Forests*, 12:1349.
- Konôpka, J. et al., 1980: *Smernice na ochranu lesov v Slovenskej republike*. Bratislava, *Príroda*, 251 s.
- Kunca, A., Zúbrik, M., Galko, J., Vakula, J., Leontovych, R., Konôpka, B. et al., 2019: Salvage felling in the Slovak Republic's forests during the last twenty years (1998–2017). *Central European Forestry Journal*, 65: 3–11.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J. et al., 2010: Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259:698–709.
- Pajtík, J., Priwitz, T., Cibula, R., 2009: Quantification of carbon stocks and their balance changes on regional level. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 55:353–365.
- Pajtík, J., Konôpka, B., Šebeň, V., 2017: *Matematické modely pre biomasu mladých jedincov lesných drevín na území Západných Karpát*. Zvolen, *Národné lesnícke centrum*, 89 s.
- Požgaj, A., Chovanec, D., Kurjatko, S., Babjak, M., 1993: *Wood structure and properties*. Bratislava, *Príroda*, 463 s.
- Seidl, R., Schelhaas, M. J., Rammer, W., Verkerk, P. J., 2014: Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4:806–810.
- Stolina, M. et al., 1985: *Ochrana lesa*. Bratislava, *Príroda*, 480 s.
- Šebeň, V., 2011: Natural regeneration after the calamity in November 2004 at the High Tatras. In: Konôpka, B (ed.): *Research of destabilized spruce forests*. Zvolen, *National Forest Centre NLC*, p. 297–308.
- Van der Plas, F., Ratcliffe, S., Ruiz-Benito, P., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, Ch. et al. 2018: Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealized potential for forest multifunctionality. *Ecology Letters*, 21:31–42.
- Vološčuk I., Bohuš, I., Bublinc, E., Bohušová-Hradiská, H., Drdoš, J., Dúbravcová, Z. et al., 1994: *Tatra National Park*. Martin, *Gradus*, 557 p.
- West, P. W., 2009: *Tree and Forest Measurement*. Heidelberg, Springer, 192 p.

ADRESA

doc. Dr. Ing. Bohdan Konôpka, Ing. Vladimír Šebeň, PhD., Ing. Jozef Pajtík, Ph.D.

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen

T. G. Masaryka 2175/22

SK–960 01 Zvolen

e-mail: bohdan.konopka@nlcsk.org; vladimir.seben@nlcsk.org; jozef.pajtik@nlcsk.org