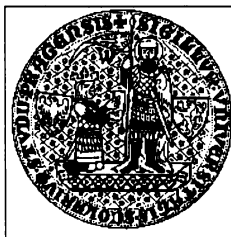


Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Ekologie a ochrana prostředí
Ochrana životního prostředí



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Dynamika horských smrčín Evropy

Dynamics of European mountain spruce forests

Řešitel: Markéta Reitschmiedová


Vedoucí práce: Ing. Karel Boublík

Interní konzultant: Prof. RNDr. Karel Pivnička, DrSc.

Praha, červen 2009

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, za pomoci vedoucího práce, s použitím uvedené literatury a informačních zdrojů, na které odkazuji.

V Praze dne 3.6.2009


Markéta Reitschmiedová

Na tomto místě bych chtěla poděkovat především Ing. Karlu Boublíkovi za trpělivé vedení bakalářské práce, konzultace a podnětné připomínky. Za konzultace také děkuji Prof. RNDr. Karlu Pivníčkovi, DrSc. Dále děkuji Ing. Milanu Žárníkovi za poskytnutí map rozšíření smrku ztepilého na území ČR, Ing. Miroslavu Svobodovi za možnost použít schémata, která vypracoval, a za informace, které mi poskytl. Můj dík patří i Ing. Kamilu Turkovi za separáty o chřadnutí smrkových porostů a další informace.

Obsah

1. Úvod	5
2. Rozšíření a ekologie smrku ztepilého a evropských smrčín	6
3. Smrk ztepilý a horské smrčiny v České republice	8
3.1 Současný stav smrčín v ČR	8
3.2 Lesní hospodářství ČR	10
3.3 Horské smrčiny v ČR	11
3.4 Přirozené horské smrčiny v ČR	12
4. Metodika výzkumu dynamiky vývoje lesů	13
5. Dynamika přirozeného lesa	14
5.1 Definice přirozeného lesa	14
5.2 Význam trvalých ploch	15
5.3 Malý a velký vývojový cyklus	15
5.4 Dynamika porostních mezer	16
6. Dynamika horských smrčín	17
6.1 Disturbance	17
6.1.1 Vítr	18
6.1.2 Lýkožrout smrkový	19
6.1.3 Laviny	20
6.2 Míra narušení	21
6.3 Dynamika horských smrčín po disturbanci	21
6.4 Význam tlejícího dřeva	24
7. Diskuze	25
8. Závěr	27
9. Použitá literatura a internetové zdroje	28
9.1 Literatura	28
9.2 Internetové zdroje	32

1. Úvod

Lesy jsou významnou součástí životního prostředí a plní širokou škálu funkcí. V rámci jejich využití dochází ke střetu zájmů ekologických i ekonomických, mezi kterými je potřeba najít vhodný kompromis.

Smrk ztepilý (*Picea abies*) je nejdůležitější evropská hospodářská dřevina boreálních a temperátních lesů, s rozlehlým areálem ležícím mezi 41°-70° s. š. a 5°-55° v. d. (OLEKSYN, 1998; MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007). Boreální smrčiny jsou velmi podobné středoevropským horským smrčinám (KORPEL, 1989). V oblastech temperátních lesů je sice smrk ztepilý původní na horských svazích, ale neuváženým lesnickým hospodařením byl rozšířen i do nižších poloh a na lokality, kde přirozeně neroste. Na takových místech mnohdy vznikly rozsáhlé monokultury.

Studiem dynamiky smrčin v nejzachovalejších horských lokalitách Evropy lze zjistit, jaký vývoj je pro tyto lesní porosty typický. Poznatky je možné uplatnit v koncepcích udržitelného lesnického hospodaření¹, jehož hlavním cílem je zachování produktivity, biodiverzity a regenerační schopnosti lesa. Pro management řady horských chráněných území je klíčovou otázkou, na jak velké ploše se přirozené horské smrčiny rozpadají. Je pro ně typický spíše malý nebo naopak velký vývojový cyklus? Liší se případně výskyt velikostí rozpadu podle ekologických podmínek? Jsou současné velkoplošné rozpady smrčin evropských středohor přirozené, nebo jsou podmíněny zjednodušenou strukturou, ochuzenou druhovou a genetickou skladbou smrčin či znečištěným ovzduším? Jakou roli v dynamice hrají disturbance typu vítr a přemnožení podkorního hmyzu? Zmíněnou problematikou se zabývala a dále zabývá řada autorů a při studiu jejich prací je zřejmý myšlenkový posun v čase, který byl dán i stupněm poznání dynamiky lesů.

Tato bakalářská práce si klade za cíl sestavit na základě studia prací českých i zahraničních autorů přehled o dynamice vývoje přirozených a přírodě blízkých smrčin a stanovit doporučení pro udržitelný management horských smrkových porostů.

¹ Tyto koncepce dokázal pochopit a vyváženě legalizovat již Karel IV návrhem dekretu o ochraně lesů (kolem r. 1350), jehož cílem bylo uchování lesa pro potřeby budoucnosti. Na počátku 18. století použil lesník H. C. Carlowitz ve svém díle *Silvicultura oekonomica* pojem „trvale udržitelný výnos“ a od Summitu Země, který hostilo Rio de Janeiro v roce 1992, začaly být do lesního hospodaření zásady udržitelného rozvoje implementovány systematicky (RYNDA, 2002).

2. Rozšíření a ekologie smrku ztepilého a evropských smrčín

Koncem druhohor se začal vyvíjet rod smrk (*Picea*) a na konci třetihor se stal důležitou součástí tehdejších lesů a často jejich dominantou. Vysokou proměnlivost uvnitř tohoto rodu způsobilo především střídání dob ledových a meziledových v období čtvrtohor. Nyní se celosvětově rozlišuje 34-50 druhů rodu *Picea*, z čehož v Evropě rostou autochtonně pouze tři druhy² a v České republice jen jeden³ (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007). Smrk ztepilý (*Picea abies*) je v Evropě nejrozšířenějším a nejvíce hospodářsky využívaným druhem, pěstovaným často mimo svůj přirozený areál. Toto expanzivní lesnické hospodaření ukázalo, že západní hranice areálu smrku ztepilého (výše zmiňovaných 5° v. d.) není absolutní a že za touto hranicí sice může poměrně dobře prosperovat, ale jeho růst se zastaví ve věku 70-80 let, což je o 20-30 let dříve, než v přirozených podmínkách (ELLENBERG, 1988). Průměrný věk stromů, které rostou přirozeně, odhadují různí autoři na 200-300 let.

MUSIL *et* HAMERNÍK (2007) uvádějí dvě základní oblasti výskytu *Picea abies* v Evropě: Středoevropsko-balkánskou oblast⁴, do níž smrk pronikl především z jihovýchodní Evropy a oblast Severoevropskou (Skandinávsko-ruskou), která se od Středoevropsko-balkánské oblasti liší větším územím a souvislejším výskytem smrku. V ruské části severní Evropy přechází areál *Picea abies* do areálu *Picea obovata* přes hybridní roj obou druhů. Nejjižnější autochtonní výskyt smrku ztepilého v řecké části Rodop (41° s. š.) je považován za hranici sucha. Minimální množství ročních srážek, které smrk potřebuje je 600 mm, z toho 300 mm ve vegetačním období. S kratší vegetační dobou (ve vyšších nadmořských výškách nebo severských oblastech) klesá i minimální srážková potřeba (poblíž západního okraje Uralu je to již kolem 470 mm ročně) (SVOBODA, 1953; MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

Rozšíření smrku od Řecka až po severní části Skandinávie ukazuje, že není příliš náročný na klima. Jeho přirozený výskyt má kontinentální tendenci (ELLENBERG, 1988). Kvůli nadměrné exploataci a devastaci lesů v posledních stoletích byla však většina evropských přirozených smrčín eliminována. Severoevropská oblast zůstala poškozena nejméně, ve střední Evropě najdeme větší plochu původních horských smrčín pravděpodobně již jen v Karpatech.

2 *P. abies*, *P. omorika* a také *P. obovata*, jež zasahuje pouze do severní Evropy západním okrajem svého sibiřského areálu (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

3 Podle různých pylových záznamů ze střední a východní Evropy se *P. abies* vyskytoval během pozdního glaciálu i na začátku holocénu v Karpatech (KUNEŠ, 2008). Jeho rozšíření dále na západ není úplně jasné, ale předpokládá se, že na naše území pronikl z refugií na jižním úpatí Karpat a jihovýchodním okraji Alp. Maxima svého přirozeného rozšíření na území ČR dosáhl v období kolem roku 3000 př. Kr. (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

4 Tuto oblast rozdělují na čtyři podoblasti: Hercynsko-karpatskou, Alpskou, Dinárskou a Rodopskou.

Alpské lesy jsou po dobu několika staletí ovlivňovány pastvou dobytka a těžbou dřeva tak, že i ty nejzachovalejší smrčiny nesou stopy lidské činnosti. I proto jsou pozůstatky původních karpatských lesů velmi cenným přírodním bohatstvím a studijním materiálem (HOLEKSA *et al.*, 2006).

V rámci klasifikace vegetační stupňovitosti nabývá smrk ve středoevropských horských lesích převahy v 7. lesním vegetačním stupni (dále LVS), zcela dominuje v 8. LVS a v 9. LVS ustupuje kleči (podle Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů).

Horní hranice výskytu smrku se liší v závislosti na zeměpisných podmínkách. Například v severním Finsku a na Kolském poloostrově v Rusku (přibližně 68° s. š.) leží tato hranice v nadmořské výšce 400 m, v jižním Norsku (60° s. š.) dosahuje již 1000 m a v Makedonii (42° s. š.) leží v 2100 m n. m. Výsledky studií provedených v Beskydech a Tatrách ukázaly, že populace smrku ztepilého rostoucí ve studených horských oblastech jsou charakteristické menším vzrůstem, kratšími přírůsty, vyšším podílem biomasy v kořenovém systému, vyšší koncentrací dusíku a rostlinných pigmentů v jehlicích a také vyšší rychlostí fotosyntézy a respirace. Zvýšená metabolická aktivita a pomalejší růst jsou pravděpodobně geneticky podmíněnou adaptací rostlinných druhů na chladné prostředí (OLEKSYN, 1998).

Smrk je velmi schopný snášet nízké teploty, mnohem citlivější je k vysokým teplotám, nízké relativní vlhkosti vzduchu a znečištění ovzduší. Pokud je pěstován v teplých nížinách, stává se náchylnějším k různým houbovým chorobám (ELLENBERG, 1988). Smrk je značně náročný na půdní vlhkost, kterou snáší dobře i nadměrnou. Jeho kořenový systém je velmi variabilní, obecně se však dají jasně odlišit horizontální a vertikální kořeny. Silné, talířovitě rozložené horizontální kořeny jsou uloženy těsně pod povrchem půdy a z nich vyrůstají tenké kořeny rostoucí více-méně svisle dolů; smrk tedy často trpí vývraty (SVOBODA, 1953; MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007). Hlavní část kořenového systému bývá soustředěna v půdním horizontu s pH 4-5, což se považuje za optimální hodnotu. Na obsah živin v půdě nemá smrk zvláštní nároky, snáší proto dobře mělké horské půdy. V monokulturních porostech půdu jednostranně vyčerpává (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

Specifikem horských smrčin jsou extrémní podmínky, ve kterých rostou. I přes vysoký podíl horizontálních a vertikálních srážek ve vyšších nadmořských výškách se ke kořenům stromů dostane jen částečné množství vody. WALTER (2002) uvádí, že koruny smrků zadrží 30-50 % vertikálních srážek (záleží na hustotě porostu) a částečný podíl na jejich zachycení nese

také bylinné⁵ a mechové patro. WALTER (2002) dále uvádí, že ke kořenům stromů se dostane jen třetina z původního množství srážek. Dalším faktorem, se kterým se horské smrčiny musí vyrovnat, je poměrně krátké vegetační období (cca tři měsíce)⁶ a dlouhodobá sněhová příkrývka. Tyto extrémní podmínky jsou nejvýraznější při horní hranici lesa, kde zároveň snižují konkurenceschopnost ostatních dřevin.

Přirozenou součástí evropských smrčín vyšších poloh je jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), typickou příměsí boreálních smrčín je bříza (*Betula sp.*). Do smrčín může být dále přimíšena vrba jíva (*Salix caprea*) a topol osika (*Populus tremula*) a v nižších polohách především buk lesní (*Fagus sylvatica*), dále javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jedle bělokorá (*Abies alba*); na specifických stanovištích se na dřevinné skladbě mohou podílet i jiné dřeviny. V uniformních smrkových monokulturách chybí příměs těchto dřevin, čímž dochází k ochuzení biologické diverzity lesního porostu (SVOBODA, 1953; FANTA, 2008).

3. Smrk ztepilý a horské smrčiny v České republice

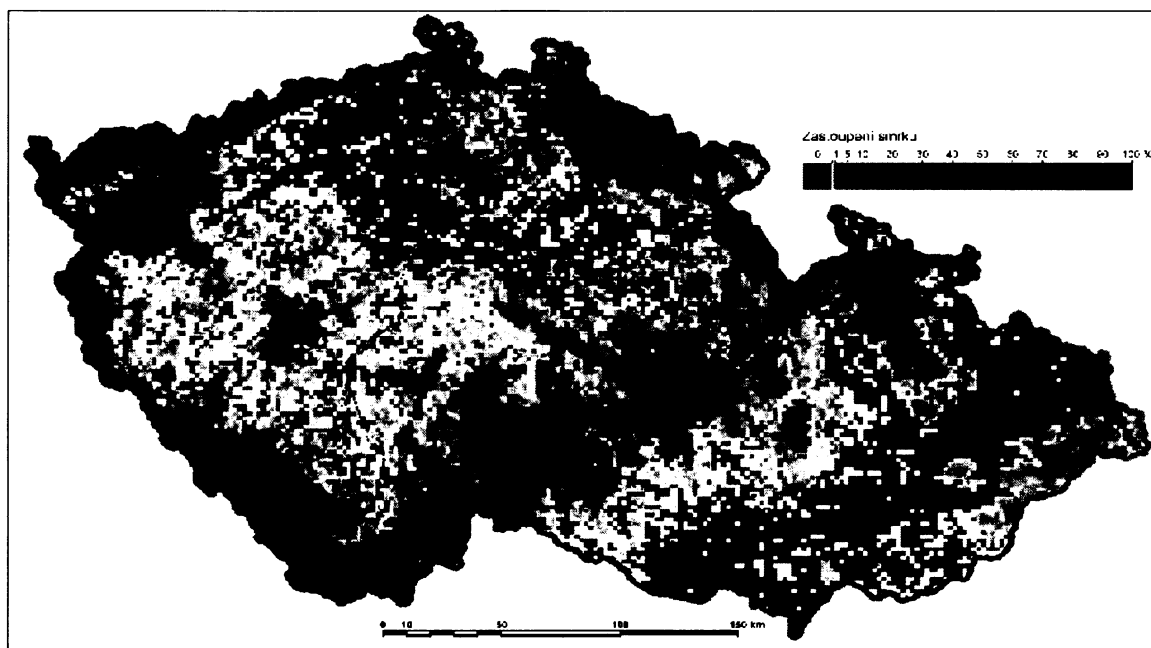
3.1 Současný stav smrčín v ČR

Podle Zprávy o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky⁷ (MZe, 2007) pokrývají lesy 33,7 % (2 651 209 ha) z celkového území ČR, z čehož 61,5 % (1 630 494 ha) je ve vlastnictví státu. Více než polovina lesních pozemků je kryta smrkem ztepilým, který by podle modelů přirozeného druhového složení lesů (PRŮŠA, 1985) měl zaujímat pouze cca 6 % území ČR. Hlavní hospodářskou dřevinou se stal vzhledem k rychlosti růstu a technickým vlastnostem dřeva. V mnoha českých oblastech dochází v posledních desetiletích k odumírání smrkových porostů, které nepochybně souvisí s pěstováním smrku ztepilého na stanovištích pro něj zcela nepřirozených. Respektováním modelů potenciální přirozené vegetace při hospodaření v lesích lze zachovat nebo zvýšit ekologickou stabilitu lesů, a tím i celé krajiny (ŽÁRNÍK, 2007).

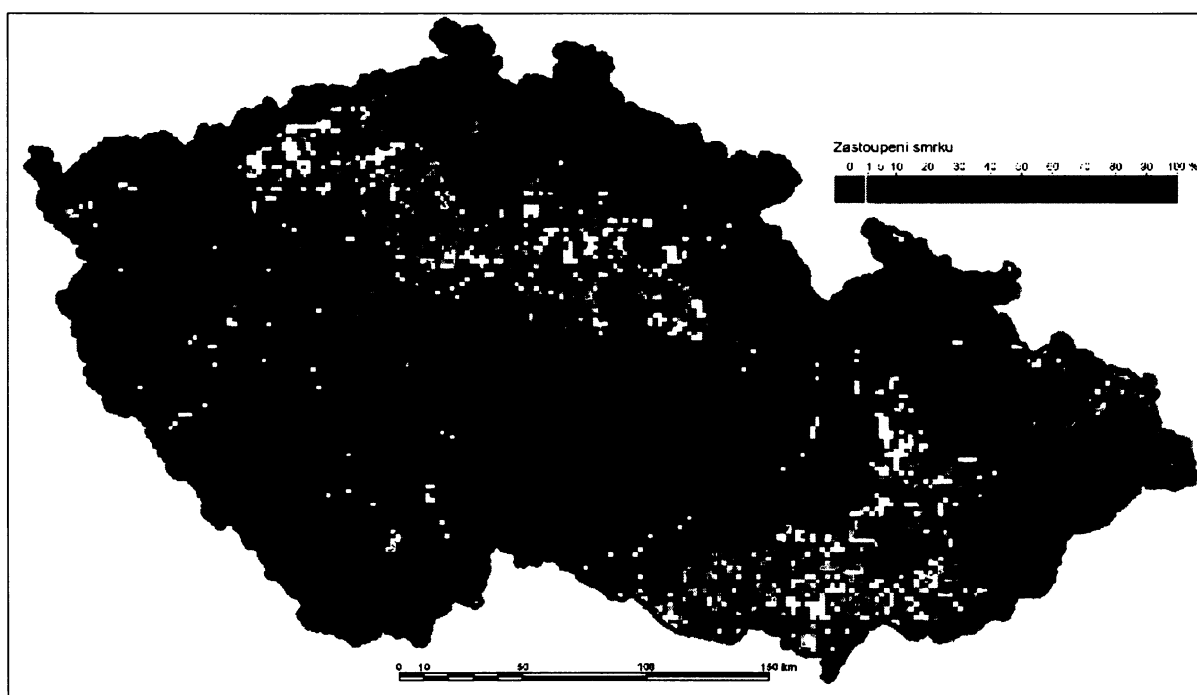
5 Smrčiny silně ovlivňují půdotvorné činitele a přispívají k okyselování a podzolizaci půdy. Proto bývá bylinné patro smrčín poměrně chudé, bohatší je jen na prosvětlených místech a okrajích (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007; SVOBODA, 1953).

6 Ve středoevropských horských podmínkách začíná smrk rašit přibližně 130. den od začátku roku, kdy se průměrná denní teplota vzduchu zvedá nad hranici 5 C, a v tomto období také dochází k prvnímu přírůstu dřevní hmoty. 170. den roku bývají jehlice již plně vyvinuté (BEDNÁŘOVÁ *et* KUČERA, 2002).

7 Volně ke stažení na webových stránkách Ministerstva zemědělství: <http://www.mze.cz/Index.aspx?ch=77&typ=2&ids=590&val=590>



Obrázek 1: Zastoupení smrku ztepilého v potenciální přirozené dřevinné skladbě lesů ČR. Průměrné potenciální přirozené zastoupení je zobrazeno ve čtvercích 2×2 km odstínem zelené od nejsvětlejší po nejtmaší; čtverce, ve kterých by se smrk přirozeně vůbec nevyskytoval, jsou vyznačeny hnědě; bílé jsou čtverce, v nichž nejsou v současnosti lesní porosty. Tento model vznikl na podkladě lesnické typologické mapy a modelů potenciální přirozené vegetace konstruovaných pro jednotlivé soubory lesních typů. Model vypracoval Ing. Milan Žárník.



Obrázek 2: Současné zastoupení smrku ztepilého v lesích ČR. Průměrné zastoupení smrku je zobrazeno ve čtvercích 2×2 km odstínem zelené od nejsvětlejší po nejtmaší; čtverce bez výskytu smrku jsou vyznačeny hnědě; bílé jsou čtverce, v nichž se v současnosti nevyskytují lesní porosty. Tento model je vytvořen z velmi podrobných dat lesních hospodářských plánů a osnov, vypracoval ho Ing. Milan Žárník.

3.2 Lesní hospodářství ČR

Podíl lesního hospodářství na HDP našeho státu je v posledních deseti letech cca 0,7 %, ale sektory zpracovávající dřevo se na HDP podílí 5-6ti % (MZe, 2007). Podle Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (údaje z Národní inventarizace lesů⁸, dále jen NIL) se zásoby dřeva na území ČR od roku 1950 více než zdvojnásobily. Je pravda, že NIL zahrnuje i zásoby dřeva rostoucího mimo les, které v polovině 20. století evidovány nebyly, ale i přesto je trend zvyšující se poptávky po dřevu z těchto údajů markantní. Právě vysoká poptávka po dřevu v minulých letech⁹ a dobré technické vlastnosti smrkového dřeva jsou příčinou rozsáhlého pěstování smrku ztepilého na nepřírodných stanovištích a v monokulturních porostech.

V říjnu 2008 schválila vláda ČR Národní lesnický program II (NLP II)¹⁰ pro období do roku 2013, který je základním koncepčním dokumentem lesnické politiky, vymezuje vliv jiných sektorů na lesní hospodářství a jehož prostřednictvím je naplňována Lesnická strategie EU¹¹ i navazující Akční plán EU¹² pro lesnictví. V NLP II (str. 5), který je podkladem pro udržitelné hospodaření v českých lesích, je napsáno: „Zdravotní stav lesů v ČR stále není uspokojivý. Z hlediska trendů zdravotního stavu lesů je na tom ČR obdobně jako řada sousedních států. Ovlivňují ho především čtyři primární faktory: (1) globální klimatická změna a extrémní meteorologické jevy, (2) staré i současné imisní a ekologické zátěže, (3) nedostatečné využívání přírodních procesů při obhospodařování lesů (nevhodné používání holosečí, vysoký podíl umělé obnovy lesů, nedostatečné využívání přípravných dřevin při obnově na holinách, nevhodná druhová a prostorová skladba), (4) nevhodné myslivecké hospodaření a jeden sekundární faktor: biotičtí škodliví činitelé a jejich aktivizace.“ Jako část jednoho z cílů vedoucích k zachování a zlepšení biologické rozmanitosti v lesích je NLP II (str. 12) uvedeno: „U státních lesů směřovat k přírodě bližší dřevinné skladbě při zachování konkurenceschopnosti. Obnovovat lesní porosty ve vlastnictví státu tak, aby v nich bylo dosaženo trvalého zvýšení plošného podílu melioračních a zpevňujících dřevin a dřevin přirozené druhové skladby.“, dále také: „Podle přírodních a porostních podmínek podporovat využívání přirozené obnovy a omezit obnovu umělou.“

8 Volně ke stažení na webových stránkách Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů: <http://www.uhul.cz/il/vysledky/>

9 Současná celosvětová hospodářská recese zasáhla i lesnicko-dřevařský sektor, ve kterém došlo k propadu cen dříví, razantnímu snížení možností odbytu většiny sortimentů dříví a dřevařských výrobků a uzavírání provozů.

10 První dokument tohoto typu schválila vláda ČR usnesením č. 53 dne 13. ledna roku 2003; konsolidovaný text NLP II je volně ke stažení opět na webových stránkách Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů: http://www.uhul.cz/nlp_forum/index.php?url=entries.php&room_id=83

11 Pro více informací: <http://www.eu2009.cz/cz/eu-policies/agriculture-and-fisheries/forestry/lesni-hospodarstvi-727/>

12 Volně ke stažení na webových stránkách Evropské komise: http://ec.europa.eu/agriculture/fore/action_plan/

Ve snaze o naplnění těchto cílů je velmi důležité vyhledávat původní populace dřevin, které jsou nejlépe adaptovány na konkrétní ekologické podmínky, jejich osivo využívat k rekonstrukcím porostů nevhodného genetického původu (ŽÁRNÍK, 2007) a ve zvláště chráněných územích s alespoň částečným podílem původních lesů zřizovat bezzásahová území¹³. Celková výměra lesů v existujících zvláště chráněných územích s různým stupněm ochrany je přibližně 700 tisíc ha, což představuje cca 26,5 % z celkové výměry lesů v ČR (konsolidovaný text NLP II, str. 4). Pod přísnou ochranou (bezzásahový režim¹⁴) je přibližně 22 000 ha lesů, což činí pouze 0,83 % z celkové výměry lesů v ČR (PRACH *et al.*, 2009). Dlouhodobým monitorováním bezzásahových území lze získat poznatky o přírodních procesech v nich probíhajících, a ty následně využít pro rozvoj přírodě blízkých forem lesního hospodaření v dalších lesních porostech (HORT *et al.*, 2008).

3.3 Horské smrčiny v ČR

Z hlediska geobotanického klasifikačního systému se horské smrčiny vyskytující se v ČR dělí do dvou svazů: svaz *Piceion excelsae* (klimaxové acidofilní smrčiny a edaficky podmíněné podmáčené smrčiny horských a podhorských poloh ve středoevropských pohořích, v ČR jsou souvisle rozšířeny v supramontánních polohách pohraničních pohoří - na Šumavě, v Krušných horách, Jizerských horách, Krkonoších, Hrubém Jeseníku, na Kralickém Sněžníku a v Moravskoslezských Beskydech) a svaz *Athyrio alpestris-piceon* (horské klimaxové nivové smrčiny středoevropských pohoří budovaných silikátovými horninami, v ČR je svaz rozšířen v sudetských pohořích, na Šumavě a v Moravskoslezských Beskydech) (HUSOVÁ *et al.*, 2002).

Nejvýše u nás smrk ztepilý roste na Sněžce (výjimečně až v 1550 m n. m.). V Krkonoších v nadmořské výšce 1300-1400 m tvoří klimaxové smrčiny horní hranici lesa, výše přechází v porosty kleče (SVOBODA, 1953; MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007). Růstově optimální prostředí pro smrk ztepilý se v našich podmínkách nachází kolem 1000 m n. m. (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007; ŽÁRNÍK, 2007). V nižších polohách přirozeně dominuje pouze na stanovištích se stagnující

13 V roce 2002 byla uzavřena mezi Správou chráněných krajinných oblastí ČR (dnes Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, dále jen AOPK) a Lesy České republiky, a. s., "Dohoda o spolupráci při vymezování lesních porostů ponechávaných samovolnému vývoji a lesních porostů bez provádění hospodářských zásahů ve zvláště chráněných územích a zajištění jejich monitoringu". Dříve také existovala některá území, v nichž se z řady důvodů neprováděly úmyslné lidské zásahy, ale až na výjimky neexistovalo žádné systematické sledování jejich vývoje (podle AOPK).

14 Mapu rozložení těchto území v ČR lze stáhnout na webových stránkách Lesů ČR, a. s.: <http://www.lesy.cz/cs/odborna-verejnost/ochrana-prirody/vymezovani-bezzasahovych-uzemi.ep/>

vodou (ŽÁRNÍK, 2007). Zřejmě nejnižší středoevropskou přirozenou lokalitou smrku jsou inverzní soutěsky Labských pískovců v severních Čechách, ve kterých smrk sestupuje až do 140 m n. m. (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007). Horské smrčiny v ČR se vyskytují na podzolových půdách, v oblastech s průměrnými ročními teplotami 2,5-4 °C a ročními srážkami 1200-1500 mm (SOUKUPOVÁ, 2000).

Horské smrčiny (především v Krušných, Jizerských a Orlických horách, Krkonoších, Hrubém Jeseníku a Beskydech) dodnes nesou viditelné stopy poškození imisemi, převážně z oblasti tzv. „černého trojúhelníku“ - území ohraničeného severními Čechami, Saskem a jihozápadním Polskem, na kterém docházelo přibližně od 60. let 20. století k vypouštění obrovského množství oxidu siřičitého do ovzduší. Kvalita ovzduší, alespoň pokud jde o oxid siřičitý, se na českém území dostala na úroveň požadovanou Evropskou unií kolem roku 1997-1998, ale acidifikace půd nejen v oblastech horských smrčin je stále aktuálním problémem (HRUŠKA *et* KOPÁČEK, 2009).

3.4 Přirozené horské smrčiny v ČR

Jak jsem již uvedla v prvních dvou kapitolách této práce, jediným autochtonním druhem rodu *Picea* je na území ČR *Picea abies* (smrk ztepilý), který je ve střední Evropě původní na horských svazích. V Česku se bohužel původní lesy téměř nedochovaly. Přirozené smrčiny najdeme tedy jen výjimečně. Pravděpodobně nejzachovalejší komplex horského smrkového lesa pralesovitého charakteru se nachází na hranicích Česka, Rakouska a Německa, na území nazývaném jako Trojmezenský prales (SVOBODA, 2007). Právě toto území se stalo díky probíhající kůrovcové kalamitě předmětem několikaletých sporů. Při vyhlášení Národního parku (NP) Šumava v roce 1991 byla oblast Trojmezenné zařazena do I. zóny NP, ale v roce 1995 z ní byla vyřazena a v roce 1999 bylo v tomto území se souhlasem Ministerstva životního prostředí zahájeno asanační kácení stromů napadených kůrovcem (SVOBODA, 2007). SOUKUPOVÁ (2000) ve své práci tento způsob řešení kalamitní situace schvaluje, zatímco SVOBODA (2007) asanační těžbu nepovažuje za vhodné řešení, protože smrkové porosty v dané lokalitě pravděpodobně vznikly přirozenou cestou po velkoplošné disturbanci a mají tedy schopnost přirozené obnovy i po tak rozsáhlé kůrovcové kalamitě.

Kromě těžko přístupných hřebenů a prudkých svahů Šumavy, najdeme menší porosty přirozených horských smrčin například i v NPR Kralický Sněžník a v CHKO Jeseníky,

především v horní části údolí Bílé Opavy, ležící v NPR Praděd (podle AOPK).

4. Metodika výzkumu dynamiky vývoje lesů

Základem pro studium dynamiky vývoje lesních ekosystémů je analýza prostorové, věkové, a druhové struktury lesního porostu. Běžně se stanoví určité území, o němž se dohledají veškeré pro výzkum adekvátní informace (z historických pramenů, lesního hospodářského plánu atd.) a v jeho rámci se vytyčí síť pravidelných ploch. Velikost zkoumaných segmentů se různí (70 x 71,5 m: KORPEL, 1989; 4 x 5 m: KUULUVAINEN *et al.*, 1998; 10 x 10 m: DOLEŽAL *et al.*, 2005; 30 x 50 m: FRAVER *et WHITE*, 2005; někdy jsou segmenty kruhové, o průměru například 12,6 m: HOLEKSA *et al.*, 2006). V rámci vytyčených ploch se určí druhové složení lesního porostu, stromy se očíslovají, zaznamenají se jejich souřadnice, změří se výška kmene, jeho výčetní tloušťka (anglicky „diameter in breast height“ = DBH, zjišťuje se ve výšce 130 cm od paty kmene) a na základě znalosti výšky a výčetní tloušťky kmene se z objemových tabulek dřeviny vyčte objem kmene. Dále se změří výška nasazení zelené koruny, šířka koruny (dva a více ve dvojicích vzájemně kolmých průměrů vedených přes střed kmene) a posoudí se poloha stromu v porostu: prostorové uspořádání (anglicky „spatial pattern“), které může být náhodné, shlukovité nebo pravidelné. Zdravotní stav stromů se hodnotí podle barevné změny asimilačního aparátu a jeho zdravotního stavu, mechanického poškození kmene, poškození borky loupáním a vytloukáním zvěří, poškození hmyzem atd. Věková struktura porostu se určuje odběrem vzorků letokruhů: provádí se nejčastěji vývrtem, pokud je možnost stromy pokácet, odebere se vzorek příčným seříznutím kmene. Z letokruhů lze také vyčíst, kdy došlo k uvolnění koruny stromu. Jedná se o tzv. světlostní přírust, výrazně širší letokruh, který vznikl reakcí stromu na uvolnění životního prostoru a tím i větší dostupnost světla (FRAVER *et WHITE*, 2005). Dále se hodnotí vývojová stadia a fáze obnovy porostu, například zjištěním počtu jedinců přirozeného zmlazení a objemu hrubých zbytků dřeva (anglicky „coarse woody debris“ = CWD, čímž se rozumí kusy dřeva o průměru větším než 10 cm a délce přesahující 1 metr). (KUULUVAINEN *et al.*, 1998; DOLEŽAL *et al.*, 2005; HOLEKSA *et al.*, 2006 a další)

5. Dynamika přirozeného lesa

5.1 Definice přirozeného lesa

Pro vyjádření míry zachovalosti lesního porostu se nejčastěji užívá termínu „stupeň přirozenosti“. Na základě míry lidského vlivu na fungování dynamiky vývoje sledovaného lesního společenstva, rozlišuje MÍCHAL (1983), VRŠKA *et al.* (2004) i další autoři třístupňovou škálu porostních typů: (1) neporušený les (původní les, prales), (2) les přírodní a (3) les přírodě blízký. Les přirozený je souhrnné označení pro všechny tři uvedené stupně přirozenosti.

(1) Chápání pojmu prales se v průběhu času měnilo, nejen změnou stavu lesů, ale také poznáním historie lesů a hromaděním poznatků o procesech v nich probíhajících (KORPEL, 1989). MÍCHAL (1983), VRŠKA *et al.* (2004) a další autoři uvádějí, že neporušený les (původní les, prales) by měl být člověkem víceméně neovlivněný, jeho prostorová struktura a druhová skladba by měla odpovídat stanovištním poměrům. Za původní les lze označit i porosty, které byly v minulosti ovlivněny člověkem, ale stopy takového zásahu nejsou již dlouho patrné.

(2) Jako les přírodní označuje MÍCHAL (1983), VRŠKA *et al.* (2004) a další autoři les vzniklý přírodními procesy, avšak v minulosti ovlivňovaný těžbou, pastvou a dalšími antropogenními činnostmi. Jeho prostorová struktura a druhová skladba převážně odpovídají stanovištním poměrům.

(3) Les přírodě blízký je podle výše zmíněných autorů takový les, jehož vývoj byl dlouhodobě usměrňován lidskou činností, druhová skladba tohoto lesa převážně odpovídá stanovištním poměrům, ale prostorová struktura je jednodušší než v lese původním. Přírodě blízký les by se bez dalších lidských zásahů spontánně vyvíjel k porostním typům přírodního lesa.

Stanovení plošného podílu těch částí lesů, které jsou ještě nenarušené a které bychom mohli nazvat pralesy, je velmi těžké a nepřesné (KORPEL, 1989). SVOBODA (2007) ve své práci poukazuje na význam strukturních a texturních znaků lesního porostu při hodnocení jeho přirozenosti. Mezi strukturní znaky, prakticky využitelné jako indikátory přirozenosti lesa, řadí HOLEKSA (2001) například přítomnost stojících souší a tlejícího dřeva ve formě ležících klád. Jako texturní znak přirozeného lesa uvádí KORPEL (1989) plošné střídání částí lesa s rozdílnou strukturou. Struktura a textura přirozeného lesa je ovlivněna hlavně klimatickými a půdními podmínkami, historickým vývojem daného území a v neposlední řadě celou škálou disturbancí (KORPEL, 1989; KUULUVAINEN *et al.*, 1994).

5.2 Význam trvalých ploch

Popsat přesně dynamiku vývoje přirozeného lesa není reálné, ale lze ji odhadnout na základě dostupných poznatků (OLIVER *et* LARSON, 1996). Poznání dynamiky vegetačních změn v čase ovšem vyžaduje dlouhodobý výzkum založený na pozorování i experimentu (BAKKER *et al.*, 1996). Za účelem takového výzkumu se zakládají tzv. trvalé plochy (angl. „permanent plots“), což jsou přesně lokalizované segmenty zájmového území, na kterých probíhají opakovaná měření a pozorování. V roce 1994 se v holandském městě Groningen konala jedna z konferencí o významu trvalých ploch založených za účelem dlouhodobého výzkumu. Během této konference byla stanovena minimální doba trvání dlouhodobé studie na 10 let. BAKKER *et al.* (1996) uvádějí, že trvalé plochy jsou důležité nejen proto, že umožňují popsat efekt vnějších vlivů na dynamiku zkoumaného ekosystému, ale také pomocí nich můžeme hypoteticky popsat vnitřní příčiny a mechanismy sukcese, na základě znalosti přesné sekvence druhů a procesů v něm probíhajících.

5.3 Malý a velký vývojový cyklus

Tradičně se ke studiu dynamiky přirozených lesů přistupuje z hlediska velkého a malého vývojového cyklu.

Velký vývojový cyklus začíná na volné ploše vzniklé odumřením zápoje či jeho odstraněním velkoplošnou disturbancí. Uvolněný prostor se změněnými mikroklimatickými podmínkami začnou obsazovat světlomilné (pionýrské, přípravné) dřeviny, jako je bříza, jeřáb a osika, a vytváří se tak tzv. přípravný les (JONÁŠOVÁ, 2008). Pionýrské dřeviny mají důležitou úlohu v přípravě stanoviště pro další druhy. Jsou charakteristické rychlým růstem, poměrně záhy tedy zastíní půdu a tím i sníží její teplotu a zvýší vlhkost. Také půdu provzdušní svými kořeny, čímž zvýší mikrobiální aktivitu a tím i množství živin v půdě (DOLEŽAL *et al.*, 2005). Území se tak stává vhodným stanovištěm pro další dřeviny, jako je buk, jedle a smrk. Toto stadium, ve kterém si pionýrské a klimaxové dřeviny navzájem konkurují, se nazývá přechodný les. Ve chvíli, kdy klimaxové dřeviny potlačí dřeviny přípravné, je možné les charakterizovat jako závěrečný (klimaxový). V posledním zmíněném stadiu se výrazně nemění druhové složení lesa, do té doby, než je porost znovu zasažen velkoplošnou disturbancí. Pokud se tak nestane, probíhá obnova klimaxového lesa v rámci malého vývojového cyklu: stromy odumírají, zmlazují

a dosahují stadia zralosti jednotlivě nebo v malých skupinkách a tím vzniká mozaikovitá struktura porostu a také jeho věková různorodost, která napomáhá zvyšování ekologické stability lesa (MÍCHAL, 1983; KORPEL, 1989; FRAVER *et* WHITE, 2005; JONÁŠOVÁ, 2008).

5.4 Dynamika porostních mezer

Tradiční model velkého vývojového cyklu byl považován jako typický pro boreální smrkové lesy, které jsou velmi podobné středoevropským horským smrččinám (KORPEL, 1989). Toto paradigma ale vyvrátily moderní studie ze Skandinávie (KUULUVAINEN *et al.*, 1994, 1998 *et* 2002), které prokázaly, že dynamiku boreálních lesů s dominantním smrkem ztepilým formují především procesy založené na dynamice porostních mezer¹⁵, jejichž distribuce se v průběhu vývoje porostu mění v závislosti na konkrétních podmínkách (SVOBODA, 2007). Porostní mezery (angl. „gaps“) vznikají odstraněním jednotlivých stromů nebo jejich skupinek na základě nahodilých disturbancí malého měřítka, např. větrem, sněhem, zvěří, hmyzem nebo houbovými chorobami, a doplňují tak procesy přirozeného vývoje porostu, jako je mortalita stromů v důsledku stárí nebo konkurence o zdroje. Vzhledem k tomu, že stromy zabité hmyzem nebo houbovými chorobami zůstanou často dál stát v podobě souší a že koruny stromů v boreálních lesích vrhají dlouhé stíny, protože sluneční paprsky na ně dopadají pod malým úhlem, nevytváří porostní mezery výrazně lepší světelné podmínky, ale zvyšují dostupnost živin i vody a uvolňují prostor pro přirozenou obnovu lesa, čímž i podporují rozvoj jeho vertikální a horizontální heterogenity (KUULUVAINEN *et al.*, 1994).

¹⁵ Boreální lesy s dominantním smrkem ztepilým jsou typické pro vlhké půdy a oblasti s vysokou relativní vlhkostí vzduchu; změny ve frekvenci požárů tedy nejsou klíčovým faktorem v jejich vývoji tak, jako tomu je u boreálních lesů s dominantní břízou pýřitou (*Betula pubescens*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a topolem osikou (*Populus tremula*) (KUULUVAINEN *et al.*, 1994; CARCAILLET *et al.*, 2007).

6. Dynamika horských smrčín

6.1 Disturbance

Po mnoho tisíciletí byla struktura lesů formována přirozenými disturbancemi, ale lidská činnost tuto dynamiku zásadně změnila (OLIVER *et* LARSON, 1996). Přibyly disturbance nové, antropogenní, se kterými se lesní ekosystémy jen těžko vyrovnávají. Typickým příkladem takových narušení může být těžba dřeva holosečí a následný odvoz dřevní biomasy, obojí za pomoci těžkých strojů způsobujících degradaci lesní půdy atd. (JAKUŠ, 2008). Dalším příkladem jsou imisní zátěže, na úrovni ekosystémů stále patrné, i přes pozitivní trendy směřující ke snížení emisí acidifikujících látek. Staré imisní zátěže způsobily dlouhodobý problém v podobě acidifikace půd spojené s mobilizací toxických kovů (zejména hliníku) (HRUŠKA *et* KOPÁČEK, 2009).

Tato kapitola se dále zabývá přírodními disturbancemi, které jsou pro přirozený vývoj evropských horských smrčín zásadní. Frekvenci, rozsah a dopad přírodních disturbancí může člověk zesílit i zmírnit, například antropogenní znečištění životního prostředí zvyšuje náchylnost lesních porostů k narušení, zatímco různá opatření, jako je monitoring lesních porostů, požární ochrana či informování veřejnosti snižují četnost požárů (CARCAILLET *et al.*, 2007).

I přesto, že není k dispozici dostatek dlouhodobých studií zabývajících se dynamikou horských smrčín, je z dostupných informací zřejmé, že smrkové lesy evropských středohor jsou formovány hlavně disturbancemi. Tyto disturbance jsou často velkoplošného charakteru a jsou naprosto běžnou součástí vývoje lesního ekosystému (KUULUVAINEN *et al.*, 2002; KULAKOWSKI *et* BEBI, 2004; FRAVER *et* WHITE, 2005; HOLEKSA *et al.*, 2006). Například výsledky studií realizovaných v přirozených horských smrčínách Západních Karpat¹⁶ (HOLEKSA *et al.*, 2006) prokázaly, že hlavním mechanismem dynamiky těchto lesních porostů nejsou procesy založené na dynamice porostních mezer, jako je tomu u boreálních lesů s dominantním smrkem ztepilým (KUULUVAINEN *et al.*, 1994, 1998 *et* 2002), ale že jsou tyto horské smrčiny formovány právě velkoplošnými disturbancemi, jejichž následky jsou často patrné na několika km².

Pochopením režimu disturbancí a jejich následků může být snížen negativní dopad budoucích disturbancí. Disturbance by neměly být považovány pouze za vnější faktory vývoje

¹⁶ Karpaty představují jednu z nejzachovalejších oblastí horských smrčín evropských temperátních lesů. Celková plocha přirozených smrčín Západních Karpat je odhadována na 1000 km² (HOLEKSA *et al.*, 2006).



dynamiky lesa, protože významnou roli hraje i predispozice porostu k narušení. Například vysoké stromy jsou náchylnější ke zlomům během vichřice, staré a oslabené stromy jsou častěji napadány herbivorním hmyzem atd. (OLIVER *et* LARSON, 1996).

Následující tři kapitoly jsou zaměřeny na nejčastější přirozené příčiny narušení horských smrčín Evropy, kterými jsou vítr, lýkožrout smrkový a laviny. Svůj význam v dynamice horských smrkových porostů mají také další disturbance, například napadení stromů různými druhy parazitů, sesuvy půdy, požáry a okus mladých stromků zvěří, který na řadě lokalit vede ke zpomalení obnovy lesa a znatelným změnám v druhové skladbě dřevin (ČERMÁK, 2008).

6.1.1 Vítr

Pro horské smrčiny je vítr přirozenou a častou příčinou narušení. Morfologie stromů rostoucích na návětrných svazích a na dalších místech často exponovaných větrným poryvům se mění podle směru a intenzity větru. Na závětrné straně kmene se mohou vyvinout jednostranné vlakové koruny a silnější kořenový systém. Také kmeny stromů vystavených častým větrným disturbancím jsou silnější a jejich dřevo je hustší (OLIVER *et* LARSON, 1996; MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

Riziko poškození stromu větrem je závislé na konfiguraci terénu, stabilitě lesního porostu a v neposlední řadě na věku, výšce a zdravotním stavu samotného stromu. Vítr může strom poškodit několika způsoby: může ho úplně zabít, u horských smrčín nejčastěji vyvrácením celého stromu (pokud je půda zmrzlá nebo jsou-li stromy napadené hnilobou, dochází spíše k jejich zlomům), nebo může poškodit jen část stromu, například zlomením jeho větví nebo vrcholu, a nebo může zvýšit riziko poškození stromu při další disturbanci narušením okolního porostu (OLIVER *et* LARSON, 1996; FRELICH, 2002; VICENA *et al.*, 2004). Podle studií ze Šumavy (VICENA *et al.*, 2004) nedokáže rychlosti větru nad 30 m.s⁻¹ odolat ani stabilní porost. Nejničivější působení mají opakované nárazy, které způsobí destabilizaci porostní stěny, a poté často následuje dominový efekt. Stromy rostoucí na kraji lesa (v porostní stěně) jsou totiž proti větru mnohem odolnější než stromy uvnitř lesního porostu. Také se ale může stát, že vichřice odstraní pouze nestabilní jedince a tím zvýší celkovou odolnost lesního porostu proti dalšímu narušení (OLIVER *et* LARSON, 1996). V zimních obdobích, kdy jsou větve stromů zatíženy sněhem, může vítr o stejné rychlosti způsobit větší škody než v období bez sněhu (HOLUŠA, 2004).

Jak dále zacházet s plochou lesa zasaženou větrným polomem je velmi kontroverzní téma.

Dřevo je obecně žádaným artiklem, proto je častou snahou plochu co nejrychleji vyklidit a vysázet les nový. Přirozené zmlazení horských smrčín je ale nejvíce účinné, když popadané dřevo není odstraňováno (viz kapitola 6.4 Význam tlejícího dřeva), a to částečně i proto, že zmeř větví a kmenů, ležících na zemi, může bránit přístupu spárkaté zvěře k mladým stromkům, a tedy i jejich okusu. Další výhodou ponechání mrtvých stromů na místě je, že nedochází k utužování a narušení půdy těžkou těžební technikou. Ležící dřevo také poskytuje účinnou, přírodní a levnou ochranu proti půdní erozi na příkrých svazích a v oblastech s vydatnými srážkami. Erozí půdy (především svrchních horizontů, které jsou životním prostorem půdních organismů, a tedy i místem vysoké koncentrace živin) a odstraněním dřevní biomasy dochází k ochuzení lesního ekosystému o důležité látky a tím i ztížení jeho následné obnovy (ŠANTRŮČKOVÁ, 2008). Větrné polomy mohou mít pozitivní vliv na vlastnosti půdy v dané oblasti: vyvrácením kořenů se provzdušní ztuhlá půda, exponovaný povrch se zahřeje a tím se zvýší mikrobiální aktivita v půdě a dojde k jejímu obohacení o další organickou hmotu (OLIVER *et* LARSON, 1996). SVOBODA (2008) uvádí, že existuje příčinná souvislost mezi výskytem vichřic a populační dynamikou lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), který využívá stromy poškozené větrem jako zdroj potravy.

6.1.2 Lýkožrout smrkový

Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) patří mezi hlavní biotické faktory způsobující narušení evropských smrčín. Svým vývojem je vázán téměř výhradně na smrk ztepilý, nejčastěji se vyskytuje v porostech starších 60 let (zvláště vhodným stanovištěm jsou pro něj suchá a teplá místa v těchto porostech) a v první řadě napadá čerstvě vytěžené smrkové dříví, polomy a fyziologicky oslabené stromy. Přemnoží-li se, je schopný napadnout i zdravé stromy a poškodit lýkovou část jejich transportních pletiv, kterou se živí (JONÁŠOVÁ *et* PRACH, 2004; ØKLAND *et* BJØRNSTADKLAND, 2004; SVOBODA, 2008). Vliv lidské činnosti na přemnožení tohoto kůrovce je značný. Hlavním problémem jsou nestabilní hospodářské a monokulturní smrčiny, jejichž výsadbou byly potlačeny původní lesy smíšené, které zastávaly funkci přirozené bariéry šíření kůrovce. Dalším významným antropogenním faktorem v populační dynamice lýkožrouta smrkového je stav životního prostředí, který významně ovlivňuje odolnost lesního porostu. V neposlední řadě mají v souvislosti se stavem životního prostředí svůj význam i tolik diskutované klimatické změny, jež mohou značně ovlivnit režim narušení lesních porostů nejen

tímto parazitem (OLIVER *et* LARSON, 1996; TURČÁNI *et al.*, 2008).

Nejefektivnější prevence napadení smrkového porostu lýkožroutem spočívá v odstranění materiálu vhodného pro jeho vývoj, tedy nemocných a mrtvých stromů a jejich částí. Tento způsob ovšem nekoreluje s přirozenou obnovou smrčin (viz kapitola 6.4 Význam tlejícího dřeva) a musí tedy následovat obnova umělá. Jako další možnost se nabízí bedlivé sledování vývoje populace lýkožrouta smrkového v zájmovém území a včasné odkornění napadených kmenů. Tato metoda je ovšem nákladná a pracná (SAMRNAN *et al.*, 2000). Zpomalit šíření kůrovce lze i pomocí nedestruktivních metod, jako je použití feromonových lapačů, antiatraktantů a výjimečně i přirozených parazitů (SVOBODA, 2007; PRACH, 2009).

Řešení kalamitní situace je předmětem sporů různých zájmových skupin. Častým zásahem bývá asanační těžba napadeného dřeva, která ale může vést k likvidaci biologicky cenných porostů a vzniku holin (SVOBODA, 2007; PRACH, 2009), jako u již zmíněného Trojmezenského pralesa (viz kapitola 3.4 Přirozené horské smrčiny v ČR).

6.1.3 Laviny

Ve srovnání s výše zmíněnými příčinami disturbancí (vítr a lýkožrout smrkový) se relativně málo vědecké pozornosti zaměřuje na procesy narušení horských smrčin lavinami. Tyto disturbance mohou zasáhnout řádově desítky až stovky hektarů lesních porostů, a to především v místech takzvaných „lavinových svahů“ (prudké svahy, řídké porostlé stromy či zcela bez stromového krytu) a pod nimi. Vzhledem k tomu, že přítomnost stromů na svahu velmi snižuje pravděpodobnost vzniku lavin, lze této skutečnosti využít pro ochranu lidských sídel v horách. Nejefektivněji zabraňují vzniku lavin porosty s hustým zápojem, neobsahujícím mezery větší než 25 m na délku, a s dostatečným množstvím padlých kmenů (KULAKOWSKI *et* BEBI, 2004; BEBI *et al.*, 2009).

Laviny zvyšují heterogenitu krajiny, půdní erozi a pravděpodobnost vzniku dalších disturbancí. Nejvíce ovlivňují porosty při horní hranici lesa, ale mohou se vyskytovat i v mnohem nižších nadmořských výškách. Odpověď lesních porostů na tento typ narušení se liší, podobně jako u disturbancí způsobených větrem, dle velikosti, pružnosti a prostorového postavení jednotlivých stromů a také dle síly, intenzity a frekvence lavin. Pokud je tlak laviny dostatečně velký, způsobí zlomení či vyvrácení stromu. Nejnebezpečnějším typem lavin jsou laviny tvořené prachovým sněhem, protože jejich tlak zasáhne celý strom, včetně jeho koruny. Malé, pružné

stromky mají obecně větší šanci lavinu přežít, protože se často jen ohnou a opřou o vrstvu sněhu pod nimi. Smrkové porosty, často narušované lavinami, se vyznačují kratšími stromy s menším průměrem kmenu a pomalým růstem (BEBI *et al.*, 2009).

6.2 Míra narušení

Míra narušení lesního porostu je závislá na síle¹⁷, intenzitě¹⁸, rozsahu, frekvenci a interakcích jednotlivých disturbancí, dále na prostorové, druhové a věkové struktuře samotného porostu a v neposlední řadě také na jeho zdravotním stavu.

Na základě síly, intenzity a rozsahu disturbance rozlišuje FRELICH (2002) (1) malá narušení, jako jsou vichřice, které odstraní jen několik vysokých stromů a tím vedou k rozptýlené mortalitě v porostu, (2) středně velká narušení, která zlikvidují větší část porostu, ale zanechají některé dospělé jedince nebo semenáčky naživu, a (3) velmi silná narušení, která odstraní celý porost a tím vytvoří velkou otevřenou plochu.

Podle frekvence můžeme disturbance rozdělit od (a) velmi výjimečných, vyskytujících se v intervalech řádově tisíců až milionů let, jako např. dopad meteoritu na Zemi nebo nástup doby ledové, přes (b) disturbance nepravidelné, které se objeví jednou za stovky let, jako jsou rozsáhlé požáry, povodně či vichřice (dle klimatických podmínek), až po (c) pravidelné disturbance, opakující se například v sezónních cyklech (laviny na horských svazích atd.). Obecným pravidlem je, že plochy často narušované jsou typické zastoupením jedinců nižšího věku, než je tomu na plochách narušovaných v dlouhých intervalech (FRELICH, 2002).

Porost může být ovlivněn současně více disturbancemi. Následky jedné disturbance mohou zvýšit nebo snížit náchylnost porostu k narušení další disturbancí, např. mrtvé a suché dřevo, ponechané v lese po větrné bouři, může zvýšit riziko požáru (OLIVER *et* LARSON, 1996).

6.3 Dynamika horských smrčín po disturbanci

Obecně je druhová dynamika po disturbanci sekundární sukcesí, zahrnující tři hlavní procesy: změny ve velikosti populací, extinkci a imigraci. Disturbanční plochy mají v krajině nejvyšší obrat (angl. „patch turnover“), což znamená, že nejrychleji mizí (KOVÁŘ, 2008).

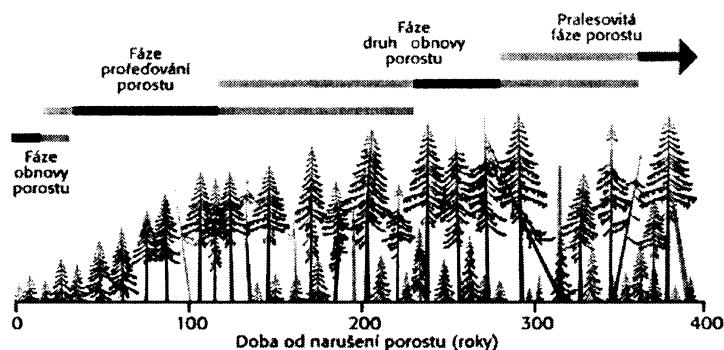
17 FRELICH (2002) chápe sílu disturbance jako velikost mortality populací stromového i bylinného patra v narušené oblasti.

18 Intenzitu disturbance popisuje FRELICH (2002) jako množství energie uvolněné fyzikálními procesy disturbance.

Jakým způsobem se bude plocha zasažená disturbancí dále vyvíjet velmi závisí na míře poškození původního porostu. Úspěšnost „postdisturbanční“ obnovy lesů v horských oblastech je závislá na dostatečném počtu plodných stromů (přeživších přímo na disturbanční ploše nebo v jejím okolí), pravidelném výskytu semenné úrody a vhodném stavu půdy pro vyklíčení a odrůstání semenáčků (KORPEL *et al.*, 1991). Smrk zapojený v porostu začíná obvykle plodit kolem 60. roku života, ale na extrémních stanovištích jsou schopné plodit i mladší exempláře. Plodné roky se opakují po 4-5 letech (MUSIL *et HAMERNÍK*, 2007). Produkce semen klesá s rostoucí nadmořskou výškou a s poklesem průměrné roční teploty (OLEKSYN *et al.*, 1998). Semena smrku jsou vybavena křídlem, které je 2-5 x delší než samotné semeno, a jsou schopná doletět řádově desítky metrů od mateřského stromu (MUSIL *et HAMERNÍK*, 2007). Produkce lehkých semen, přizpůsobených šíření větrem, je obecně spojována se schopností rostlin reagovat na disturbance (FRELICH, 2002).

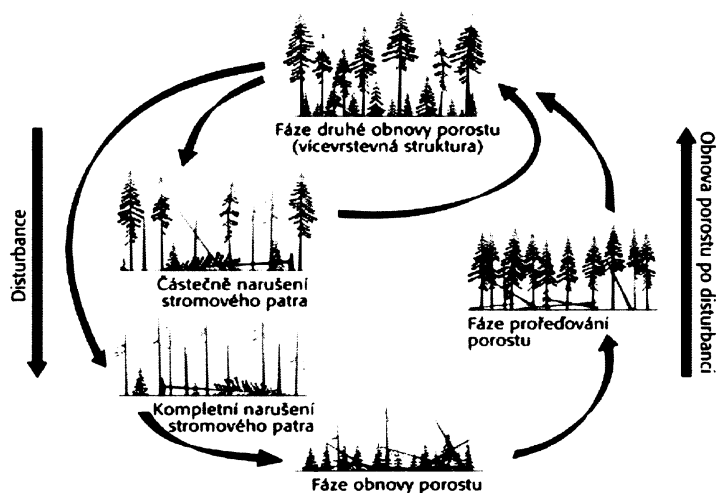
Smrčiny rostoucí v nižších nadmořských výškách, na dlouhých a pozvolných svazích s málo proměnlivými stanovištními podmínkami, snášejí disturbance o něco hůře než odolnější smrčiny na specifických a extrémních stanovištích, jako jsou skalnaté srázy a místa ležící při horní hranici lesa (KORPEL, 1989).

Zajímavou vlastností smrku je, že i přestože není přirozeně pionýrskou dřevinou, je schopný se tak částečně chovat a výjimečně obsadit volné plochy vzniklé po disturbanci. Na slunných a sušších lokalitách, kterými disturbanční plochy bývají, roste smrk příliš rychle a jeho dřevo je řidší. Vznikne tak přeštíhlená, labilní smrčina, odsouzená k brzkému rozpadu (KOŠULIČ, 2008). Stabilnější les může po rozpadu předchozího lesa vzniknout podsouváním smrku pod přípravný les z břízy nebo jiných pionýrských dřevin. Pokud není porost znovu významně narušen, může se během několika staletí dostat do tzv. pralesovité fáze s dominancí smrku (SVOBODA, 2008).



Obrázek 3: Jednoduché schéma vývoje horského smrkového lesa v rámci sekundární sukcese po disturbanci, např. vichřicí nebo lýkožroutem smrkovým. Autor: Ing. Miroslav Svoboda

Vzhledem k tomu, že průměrný věk smrku je 200-300 let a že se horské smrčiny často vyskytují v extrémních podmínkách, je ale vysoce pravděpodobné, že bude porost velkoplošně narušen dříve, než se do pralesovité fáze dostane. (KULAKOWSKI *et* BEBI, 2004).



Obrázek 4: Schéma vývoje horského smrkového lesa v území, kde intenzita disturbancí neumožní na jeho podstatné části vznik tzv. vývojově starých (z hlediska sekundární sukcese) pralesovitých porostů a převažují zde porosty v prvních fázích vývoje lesa po sekundární sukcesí. Autor: Ing. Miroslav Svoboda

V průběhu vývoje lesního porostu po disturbance dochází ke změnám v objemu biomasy. Přibližně do 15. roku života stromů je nárůst biomasy ve smrkovém porostu rapidní, poté se s rostoucím věkem stromů zvyšuje objem biomasy kmenů, ale postupně se začíná snižovat objem biomasy jehlic. Objem biomasy jehlic se také snižuje s rostoucí výškou stromu, zatímco se zvyšuje objem biomasy větví. U mladých lesních porostů, které jsou typické pro ranná stadia vývoje po velkoplošných disturbancech¹⁹ tvoří koruny stromů hlavní podíl biomasy celého lesního porostu, ale postupným uzavíráním korunového zápoje se tento podíl snižuje na úkor rostoucích kmenů (PAJTIK *et al.*, 2008).

JAKUŠ (2008) srovnává „postdisturbanční“ dynamiku přirozených horských smrčín a uměle založených smrkových monokultur v Tatranském národním parku (TANAP-u). Přirozené horské smrčiny se v závislosti na velikosti plochy zasažené disturbance spontánně vyvíjejí v rámci malého či velkého vývojového cyklu, zatímco monokulturní porosty snáší disturbance velmi špatně, chronicky odumírají a dochází v nich k neustálým gradacím šíření lýkožrouta smrkového.

¹⁹ Například ve slovenských lesích se v průběhu posledního desetiletí výrazně zvýšil podíl mladých porostů kvůli opakujícím se disturbancem zapříčiněných větrem a lýkocem smrkovým (PAJTIK *et al.*, 2008).

6.4 Význam tlejícího dřeva

Vzhledem k tomu, že stromy jsou v lesním ekosystému hlavními producenty rostlinné biomasy, není překvapivé, že mnoho druhů organismů obývá mrtvé dřevo a využívá ho jako zdroj potravy. Rozkladný proces mění chemické a fyzikální vlastnosti dřeva, například množství dusíku roste se stupněm rozkladu, a dřevo se tak stává vhodným substrátem pro různé typy organismů (ZIELONKA, 2006).

Pro obnovu horských smrčín má tlející dřevo nezastupitelný význam. Vyskytují se v něm mykorrhizní houby, které vstupují do symbiózy s kořeny zachycených semenáčků, vysoká retenční schopnost rozkládajícího se dřeva z něj dělá zásobárnu vody v období bez srážek a tlející dřevo také slouží jako dobrý zdroj živin. Studie, které proběhly v původních smrčínách v Karpatech (HOLEKSA et al., 2006; ZIELONKA, 2006), prokázaly nejčastější výskyt semenáčků smrku ztepilého právě na tlejících kládách či pařezech. Tato vyvýšená místa slouží také jako přirozená ochrana proti dlouho ležícímu sněhu a konkurenci ostatní vegetace²⁰ (PRACH et al., 2009). ZIELONKA (2006) uvádí, že optimální podmínky pro vyklíčení semen smrku nastávají v horských podmínkách²¹, kde je rozklad dřeva pomalejší než v nižších nadmořských výškách, přibližně po 30-60 letech od úmrtí stromu. Pokud ale mrtvý strom zůstane stát v porostu, zpomalí se tím i rozkladný proces. Trouchnivějící kmen či pařez se během života nového jedince rozpadá a postupně mizí. Typicky tak vznikají takzvané „chůdovité kořeny“ (MUSIL et HAMERNÍK, 2007).



Obrázek 5: Chůdovité kořeny. Zdroj: www.sos-sumava.cz

²⁰ Na disturbančních plochách je dostatek světla a prostoru pro rozvoj expanzivních druhů trav a bylin, jako je například třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), jejichž porost může bránit úspěšnému uchycení dřevin (SOUKUPOVÁ, 2000).

²¹ Studie proběhla ve slovenské části Západních Karpat, v nadmořské výšce 1200-1550 m.

Tlející dřevo je přirozenou součástí dynamiky horských smrčín, je nezbytné pro přirozenou obnovu a zvyšování biologické rozmanitosti těchto lesních ekosystémů a jeho ponechání v porostu by mělo být samozřejmostí především ve zvláště chráněných územích (SVOBODA, 2005; ZIELONKA, 2006).

7. Diskuze

KULAKOWSKI *et* BEBI (2004) zdůrazňují, že přírodní podmínky a procesy jsou nejlepším vodítkem pro udržitelný management lesních ekosystémů. MÍCHAL (1983) uvádí, že existence lesů je podmíněna jejich úspěšnou obnovou. Přirozená obnova zajišťuje různorodost druhové, věkové a prostorové struktury lesních porostů, a tedy i jejich větší ekologickou stabilitu. Ochrana biodiverzity a přírodních procesů v lesích by tedy měla být samozřejmou součástí moderního managementu lesních ekosystémů (RAISON *et al.*, 2001).

Ponechání lesních ekosystémů spontánnímu vývoji považují HOFMEISTER *et* SVOBODA (2007) za nejvhodnější přístup při obnově přirozeného horského lesa. Protipólem poměrně ekologicky stabilních lesů přirozených jsou lesy hospodářské, ve kterých se dřevo těží pomocí těžké mechanizace. Forma těžby v takových lesích je nejsnadnější pomocí holosečí (PRŮŠA, 1999) a na volných plochách pak často následuje výsadba monokulturních smrkových porostů, jejichž vysoká produkce hospodářsky využitelné biomasy je na úkor druhové, věkové a strukturní diverzity porostu, jeho ekologické stability (MÍCHAL, 1994), a která je také příčinou jednostranného vyčerpání půdy (MUSIL *et* HAMERNÍK, 2007).

Kompromisem obvykle protichůdných zájmů ekologických a ekonomických by měla být snaha o zachování přirozené obnovy lesů ve zvláště chráněných územích (nebo snaha o navrácení lesů do takového stavu, že budou přirozené obnovy schopné) a přírodě blízké hospodaření v lesích sloužících převážně k produkci dřeva, respektující modely potenciální přirozené vegetace. Dobrý příklad tohoto hospodaření můžeme nalézt v lesích barona Sebastiana von Rotenhana v Bavorsku, kde je kladen důraz na produkci kvalitního dřeva a přirozenou obnovu lesa zároveň (VOWINKEL *et* VOLKERLING, 2003). Nezanedbatelná část zisku některých zvláště chráněných území plyne také z těžby dřeva. Je tedy potřeba během těžby v těchto územích dodržovat zonaci a v místech biologicky cenných porostů (například původních lesů) zřizovat bezzásahová území, která tyto porosty ušetří lidských intervencí a také slouží jako

unikátní a jedinečná základna pro výzkum spontánních procesů (HORT *et al.*, 2008).

Můžeme tedy ponechat horské smrčiny po často se opakujících disturbancích samovolnému vývoji? Mají dostatečný potenciál přirozené obnovy? Na základě informací uvedených v této práci bychom dynamiku horských smrčín Evropy mohli charakterizovat pomocí tří přirozených stadií vývoje, která se částečně překrývají: stadium obnovy (dorůstání), zralosti (optima) a rozpadu (KORPEL, 1989). Do sledu těchto stadií, typických pro malý vývojový cyklus lesa, však velmi často zasahují disturbance, nezřídka i velkého rozsahu. Po narušení se horské smrčiny vyvíjejí v rámci sekundární sukcese, přes les přípravný a přechodný k lesu závěrečnému, tedy přes stadia velkého vývojového cyklu. Nepřijde-li další disturbance (což v případě horských smrčín není příliš pravděpodobné), může se smrkový les během několika staletí dostat přes stadia malého vývojového cyklu do tzv. pralesovité fáze (KORPEL, 1989; KULAKOWSKI *et* BEBI, 2004; SVOBODA, 2008; PRACH *et al.*, 2009). Celková dynamika horských smrčín může tedy být považována za kombinaci konceptů malého i velkého vývojového cyklu lesa. Vzhledem k tomu, že disturbance jsou naprosto přirozenou součástí horských smrkových porostů (KULAKOWSKI *et* BEBI, 2004; HOLEKSA *et al.*, 2006), je možné tyto porosty, v rámci přirozené obnovy, samovolnému vývoji ponechat.

Jakým způsobem lze ale při ponechání části horských smrčín spontánnímu vývoji zamezit šíření lýkožrouta smrkového do okolních lesů? HOFMEISTER *et* SVOBODA (2007) považují za možné řešení tzv. „pufrační zóny“ o šířce 100-1500 m, v nichž jsou čersvě napadené stromy vytěženy. Smíšené lesy jsou také vhodnou bariérou šíření tohoto herbivorního hmyzu.

Do problematiky využívání lesů (tedy i horských smrčín), vstupuje více zájmových skupin. Jednou z nich je i veřejnost. Pokud se rozhodneme lesní ekosystémy ponechat přirozenému vývoji, musíme počítat se všemi změnami, které jsou s tímto procesem spojeny. Do míst neodklizeného větrného polomu se žádný turista nejspíš projít nepůjde, takový les mu bude připadat mrtvý, nevábný a pro chůzi nebezpečný. Mrtvé dřevo je ale pro přirozenou obnovu horských smrčín naprosto zásadní, je tedy třeba si v dané oblasti stanovit priority.

8. Závěr

V této práci jsem se zaměřila na dynamiku vývoje přirozených lesů, konkrétně horských smrčín Evropy. Dynamika těchto lesů může být charakterizována kombinací dvou konceptů, a to malého a velkého vývojového cyklu, v závislosti na výskytu disturbancí a na míře narušení porostu, s tím, že časté a velkoplošné disturbance, mají v této dynamice hlavní postavení. Na základě dostupných informací o mechanismu přirozené obnovy horských smrčín jsem se pokusila stanovit doporučení pro management těchto porostů, ale vzhledem k tomu, že i na poměrně malém území můžeme často rozlišit několik lesních typů, mohou být studie z jiných lesních porostů, než těch v zájmovém území pouze vodítkem pro stanovení managementu daného lesa.

9. Použitá literatura a internetové zdroje

9.1 Literatura

- BAKKER J. P., OLFF H., WILLEMS J. H., ZOBEL M. (1996): Why Do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?. *Journal of Vegetation Science* 7: p. 147-156
- BEBI P., KULAKOWSKI D., RIXEN C. (2009): Snow avalanche disturbances in forest ecosystems – State of research and implications for management. *Forest Ecology and Management* 257: p.1883-1892
- BEDNÁŘOVÁ E., KUČERA J. (2002): Phenological observations of two spruce stands of different age in the years 1991-2000. *Ekológia* 21 / Suppl. 1: p. 98-106
- BURTON P. J. (2003): Towards sustainable management of the boreal forest.
NRC Research Press, Canada
- CARCAILLET C., BERGMAN I., DELORME S., HORNBERG G., ZACKRISSON O. (2007): Long-term fire frequency not linked to prehistoric occupations in northern Swedish boreal forest. *Ecology* 88 (2): p. 456-477
- ČERMÁK P. (2008): Vliv zvěře na stav a vývoj lesních ekosystémů. *Ochrana přírody* 1: p. 28-30
- DOLEŽAL J., ŠRUTEK M., HARA T., SUMIDA A., PENTTILA T. (2006): Neighborhood interactions influencing tree population dynamics in nonpyrogenous forest in northern Finland. *Plant Ecology* 185: p. 135-150
- ELLENBERG H., STRUTT G. K. (1988): Vegetation ecology of Central Europe. CUP Archive
- FANTA J. (2008): Práce s lesem v národních parcích po orkánu Kyrill.
Ochrana přírody 1: p. 11-17
- FRAVER S., WHITE A. F. (2005): Disturbance dynamics of old-growth *Picea rubens* forests of northern Maine. *Journal of Vegetation Science* 16: p. 597-610
- FRELICH L. E. (2002): Forest Dynamics And Disturbance Regimes: Studies From Temperate Evergreen-Deciduous Forests. Cambridge University Press
- GILMAN F. E. (1994): Norway spruce (*Picea abies*), Fact Sheet ST-448,
Series of the Environmental Horticulture Department. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida

- HOFMEISTER J., SVOBODA M. (2007): Samovolný vývoj horských lesů: Odpovědný přístup k ochraně přírody, či nezodpovědný experiment?. *Lesnická práce* roč. 86, č. 5: p. 13-15
- HOLEKSA J. (2001): Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120: p. 256-270
- HOLEKSA J., SNIGA M., SWAGRZYK J., DZIEDZIC T., FERENC S., WODKA M. (2006): Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research* 132: p. 303-313
- HOLUŠA J. (2004): Health condition of Norway spruce stands in the Beskid mountains. *Dendrobiology* 51: Supplement: p. 11-15
- HORT L., VRŠKA T., ADAM D. (2008): Výzkum a monitoring přirozených lesů ponechaných samovolnému vývoji. *Ochrana přírody* 1: p. 22-27
- HRUŠKA J., KOPÁČEK J. (2009): Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy I.: Emise okyselujících sloučenin. *Živa* 2: p. 93
- HUSOVÁ M., JIRÁSEK J., MORAVEC J. (2002): Přehled vegetace České republiky: Svazek 3, Jehličnaté lesy. Academia, Praha
- JAKUŠ R. (2008): Prirodzené procesy: Disturbancie a obhospodarovanie lesov TANAP-u. *Ochrana přírody* 1: p. 18-20
- JONÁŠOVÁ M., PRACH K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering* 23: p. 15-27
- JONÁŠOVÁ M. (2008): Vítr a kůrvec obnovují horské smrčiny. *Šumava* 13: p. 4-7
- KORPEL Š. (1989): Pralesy Slovenska. Veda, Bratislava
- KORPEL, Š. et al. (1991): Pestovanie lesa. *Priroda*, Bratislava, p. 472
- KOŠULIČ M. (2008): Dynamika horských lesů po disturbanci. *Lesnická práce*, roč. 87, č. 2
- KOVÁŘ P. (2008): Ekosystémová a krajinná ekologie. Karolinum, Praha, p. 25
- KULAKOWSKI D., BEBI P. (2004): Range of variability of unmanaged subalpine forests. *Forum für Wissen*, s. 47-54
- KUNEŠ P. (2008): Předneolitická krajina, vegetace a role moderního člověka ve střední Evropě. *Živa* 4: p. 146-150
- KUULUVAINEN T., KIMMO S., RISTO K. (1998): Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9: p. 563-574

- KUULUVAINEN T. (2002): Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: p. 97-125
- LONG J. N. (2009): Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: A North American view. *Forest Ecology and Management* 257: p. 1868-1873
- MÍCHAL I. (1983): Dynamika přírodního lesa I. *Živa* 1: p. 8-13
- MÍCHAL I. (1994): Ekologická stabilita. Veronica, Brno
- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2007): Jehličnaté dřeviny: Lesnická dendrologie I. Academia, Praha
- OLEKSYN J., MODRZYNSKI J., TJOELKER M. G. *et al.* (1998): Growth and physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. *Functional Ecology* 12: p. 573-590
- OLIVER C. D., LARSON B. C. (1996): Forest stand dynamics. Update edition, Wiley, New York
- ØKLAND B., BJØRNSTADKLAND O. N. (2004): Synchrony and geographical variation of the spruce bark beetle (*Ips typographus*) during a non-epidemic period. *Population Ecology* 45 (3): p. 213-219
- PAJTÍK J., KONOPKA B., LUKAC M. (2008): Biomass functions and expansion factors in young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) trees. *Forest Ecology and Management* 256: p. 1096-1103
- PICKETT S. T., WHITE P. S. (1986) : The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press
- PRACH K., HRUŠKA J., JONÁŠOVÁ M. *et al.* (2009): Vyjádření vědců k situaci v NP Šumava. *Živa* 2: p. 17-18
- PRŮŠA E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder, ihre Struktur und Ökologie. Academia, Praha
- PRŮŠA E. (1999): Trvale udržitelné obhospodařování lesů I.: Holosečné a podroštní hospodářství. *Lesnická práce* roč. 78, č. 2
- RAISON R. J., BROWN A. G., FLINN D. W. (2001): Criteria and indicators for sustainable forest management. CABI, p. 341
- RYNDA I. (2002): Přínos českých zemí Evropě a světu (trvale udržitelný rozvoj a jeho kořeny v českých zemích). *Životné prostredie* 5, Bratislava
- SAMRNAN S., LOGAN J. *et al.* (2000): Assessment and response to bark beetle outbreaks in the Rocky mountains area. Report to Congress from Forest Health Protection Washington Office, Forest Service, U.S. Department of Agriculture

- SOUKUPOVÁ L. (2000): Soupeření stromů a trav v horských smrčínách. *Živa* 6: p. 252-255
- SVOBODA P. (1953): Lesní dřeviny a jejich porosty – část I. SZN, Praha
- SVOBODA M. (2005): Význam tlejícího dřeva v lese na příkladu horské smrčiny.
Lesnická práce roč. 84, č. 5
- SVOBODA M. (2007): Les ve druhé zóně v oblasti Trojmezí není hospodářskou smrčinou: změní se management dřívě, než vznikne rozsáhlá asanovaná plocha? *Silva Gabreta* 13 (2): p. 171-187
- SVOBODA M. (2008): Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě. *Ochrana přírody* 1: p. 31-33
- ŠANTRŮČKOVÁ H., ŠANTRŮČEK J., ŠETLÍK J., SVOBODA M., KOPÁČEK J. (2007): Carbon isotopes in tree rings of Norway spruce exposed to atmospheric pollution.
Environmental Science & Technology 41 (16): p. 5778–5782
- ŠANTRŮČKOVÁ H. (2008): Co vypovídají horské smrčiny v povodí Plešného jezera. Sborník prací: Horské smrčiny v NP Šumava, p. 8-10
- TURČANI M., HOLUŠA J., KALINOVÁ B. *et al.* (2008): Studium a optimalizace skutečné efektivity obranných opatření proti lýkožroutu smrkovému v různých gradačních fázích.
Roční zpráva za rok 2008, ČZU, Praha
- VICENA I., JUHA M., NOŽIČKA S. (2004): Větrné polomy a vývraty na území NP a CHKO Šumava v roce 2002, jejich příčiny a následky. *Aktuality Šumavského výzkumu II*, p. 290-296
- VOWINKEL H., VOLKERLING J. (2003): Der Wald kehrt zurück: Positive Bilanz im Naturschutz: Seit zehn Jahren wuchs die bewaldete Fläche in Deutschland um 1000 Quadratkilometer.
Welt online, 30. 5. 2003
- VRŠKA T., HORT L., ADAM D., UNAR P. (2004): Metodika hodnocení přirozenosti lesních porostů v ČR. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, oddělení ekologie lesa, Brno
- WALTER H., BRECKLE S. W., LAWLOR D. W. (2002): *Walter's Vegetation of the Earth: the Ecological Systems of the Geo-biosphere*. Springer
- ZIELONKA T. (2006): Why does dead wood turn into a substrate for spruce replacement?
Journal of Vegetation Science 17: p. 739-746
- ŽÁRNÍK M., KRČÍSTEK Š. (2007): Aktuální versus přirozené rozšíření smrku ztepilého v ČR.
Vesmír 86: p. 778-779

9.2 Internetové zdroje

<http://ec.europa.eu>

<http://www.eu2009.cz>

<http://www.lesycr.cz>

<http://www.mze.cz>

<http://www.ochranaprirody.cz>

<http://www.pralesy.cz>

<http://www.sos-sumava.cz>

<http://www.welt.de>

<http://www.uhul.cz>

<http://www.unep.org>

2013-07-07

REVIZE