

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa

Ekologické lesnictví – principy, zkušenosti a možnosti uplatnění v ČR

Bakalářská práce

Autor: Barbora Vysloužilová

Vedoucí bakalářské práce Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.

2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Barbora Vysloužilová

Lesnictví

Název práce

Ekologické lesnictví – principy, zkušenosti a možnosti uplatnění v ČR

Název anglicky

Ecological forestry – principles, experiences and possible applications in Czech rep.

Cíle práce

Cílem práce je shrnout principy ekologického lesnictví, tj. lesnictví, které si kromě produkce dřeva klade za cíl plnit také ekologické funkce. Dalším cílem je shrnout dosavadní zkušenosti s praktikováním principů ekologického lesnictví v lesích mírného pásma (v zahraničí) a navrhnout možnosti uplatnění podobných principů v ČR.

Metodika

Cíle práce budou splněny na základě rozboru literatury (literární rešerše) – bude použita zejména aktuální vědecká literatura. Struktura práce bude odpovídat standardním požadavkům na tento typ práce na Fakultě lesnické a dřevařské, České zemědělské univerzity v Praze.

Harmonogram zpracování:

Březen 2015 Zadání BP

Léto 2015 Studium literatury

Podzim 2015 Odevzdání osnovy práce a kostry literárních zdrojů školiteli

Zima 2015/2016 Příprava textu BP

Březen 2016 Konzultace finální podoby práce se školitelem

Duben 2016 Předložení práce

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

Přirozený rozsah variability lesa, režim disturbancí, biologické dědictví, sukcese, přírodě blízké lesnictví.

Doporučené zdroje informací

Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecol. Bull.* 51, 117–136.

Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* 132, 39–50.

Götmark, F., 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *For. Ecol. Manage.* 306, 292–307.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F., 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *Bioscience* 62, 633–645.

Lindenmayer, D., Franklin, J., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131, 433–445.

Müller, J., Bütler, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 129, 981–992.

Nagel, T. A., Svoboda, M., Kopal, M., 2014. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecol. Appl.* 24, 663–79.

Seymour, R.S., Hunter, M.L.J., 1999. Principles of ecological forestry, In: Hunter, M.L.J. *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 22–61.

Seymour, R.S., White, A.S., deMaynadier, P.G., 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *For. Ecol. Manage.* 155, 357–367.

Simila, M., Junninen, K., 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus Natural Heritage Services*, Vantaa.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Vojtěch Čada

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 4. 11. 2015

doc. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 19. 12. 2015

prof. Ing. Marek Turčáni, PhD.

Děkan

V Praze dne 18. 04. 2016

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Ekologické lesnictví – principy, zkušenosti a možnosti uplatnění v ČR vypracovala samostatně pod vedením Ing. Vojtěcha Čady, Ph.D. a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Jsem si vědoma, že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne 19.4.2016

.....

Podpis autora

Abstrakt

Současné metody lesnického hospodaření jsou často z pohledu ekologie nevyhovující. V rámci zachování biodiverzity je nutné vyvinout a prakticky aplikovat alternativní metody lesnictví. Ekologické lesnictví vzniklo jako reakce na kritiku těžebních postupů, v rámci nichž se neklade důraz na ekologické funkce lesa. Je to souhrnný název pro metody a praktiky, které kopírují přirozené procesy ekosystému. Byly popsány a odůvodněny 3 základní principy ekologického lesnictví - zachování biologického dědictví přirozených disturbancí; rozmanitější zásahy, které zachovávají nebo vytvářejí heterogenitu; ponechat porostu dostatečný čas na obnovu. Dále byly charakterizovány konkrétní modely praktického uplatnění a jejich aplikace ve světě. Závěrem byly možnosti uplatnění ekologického lesnictví shrnuty do několika možných praktických aplikací. Jde spíše o obecná doporučení, v nichž jsou nevhodné metody nebo postupy nahrazeny ekologičtějšími možnostmi a je vysvětlen dopad těchto metod na lesní ekosystém.

Klíčová slova

Přirozený rozsah variability lesa, režim disturbancí, biologické dědictví, sukcese, přírodě blízké lesnictví.

Abstract

Current methods of forest management are often unsatisfactory in terms of ecology. In the context of biodiversity conservation it is necessary to develop and apply alternative methods of forestry. Ecological forestry has been established as a response to criticism of the logging process, within which there is no emphasis on environmental functions. It is a collective term for methods and practices that replicate the natural ecosystem processes. Three basic principles of ecological forestry has been described and justified - conservation of biological heritage of natural disturbances; diverse interventions that maintain or create heterogeneity; enough time for the regeneration of vegetation. Further models were characterized by specific practical application and their application in the world. Finally, the possibilities of ecological forestry were summarized into a number of possible practical applications. It is rather general recommendations, in which inappropriate methods of practices are replaced with more ecological options, and the impact of these methods on the forest ecosystem has been explained.

Key words

Natural range of forest variability, disturbance regimes, biological legacy, succession, close-to-nature forestry.

Obsah

- Úvod.....8
- Co je ekologické lesnictví, proč a jak vzniklo.....9
- Dynamika lesa, režimy přirozených disturbancí, přirozený vývoj lesa....11
- Biodiverzita, biologické dědictví.....16
- Principy ekologického lesnictví.....19
- Zkušenosti s ekologickým lesnictvím ve světě.....23
- Porovnání různých těžebních metod.....28
- Možnosti uplatnění ekologického lesnictví v ČR.....29
- Závěr.....34
- Seznam literatury a použitých zdrojů.....36

Úvod

Současné tradiční systémy lesnického hospodaření byly vyvinuty především s cílem vytvářet vysokou produkci co nejkvalitnějšího dříví. To vedlo k tomu, že se jak u nás, tak po celém světě rozšířil plantážový způsob lesnictví, v jehož rámci se zakládají stejnověké porosty rychle rostoucích, většinou jehličnatých dřevin, v České republice především k monokulturám smrku ztepilého (*Picea abies*). Nevýhody těchto pěstebních postupů nebyly veřejnosti dlouho známy. Až v posledních desetiletích začaly vznikat studie popisující negativní vliv monokultur na ekologické funkce lesa.

Smrk ztepilý je dřevinou, která se využívá zejména díky své nenáročnosti na pěstební podmínky, univerzálnosti použití jeho dřeva a rychlému přírůstu. Proto došlo zejména v 19. a 20. století k jeho významnému rozšíření vlivem člověka. Plantáže a monokultury smrku se rozšířily i do oblastí, kde se smrk přirozeně nevyskytuje.

Nejenže tento způsob hospodaření je nepřirozený, ale má také negativní dopad na životní prostředí. Smrkové monokultury negativně předvářejí strukturu půdy (tzv. borealizace), jsou náchylnější k chorobám, napadení škůdci a negativně ovlivňují nebo dokonce snižují biodiverzitu lesních organismů. Pozměněná druhová skladba lesa globálně patří mezi jeden z hlavních problémů lesnického hospodaření (Emmer, I.M., Fanta, J., Kobus, A.T., Kooijman, A., Sevink, J., 1997).

Vysazování monokultur je pouze jedním z negativních aspektů tradičního lesnictví. Dlouhodobě negativní vliv na lesní ekosystémy má odstraňování mrtvého dřeva z lesů. V posledních desetiletích vzrostla v důsledku vzrůstu ceny paliv poptávka po palivovém dříví a byly vyvinuty postupy umožňující odstranění i drobného klestu z lesů a to za účelem zpeněžení (Müller, J., Büttler, R., 2010).

Homogenizace struktury lesa je dalším významným problémem. Přirozený les má více heterogenní strukturu, ve které se střídají prosvětlené části a hustý stinný porost. V tradičním lesnictví se stromy vysazují v pravidelném sponu, husté porosty se prořezávají probírkami, což vede k tomu, že porost není ani prosvětlený, ani stinný, což jsou podmínky, které nevyhovují téměř žádným organismům (Lehnert, W., Bassler, C., Brandl, R., Burton, P.J, Muller, J., 2012).

V posledních letech se čím dál víc zvyšuje zájem o alternativní způsoby lesního hospodaření, které více či méně kladou důraz na ekologické funkce lesa – ekologické lesnictví. Zajištění ekologického potenciálu znamená nesnižovat kvalitu půdy a vodních zdrojů. Jedním z hlavních cílů současné západní civilizace je zachování přírodní biologické rozmanitosti a zastavení vymírání druhů. Produkce je v rámci alternativních způsobů lesnického hospodaření jedním z mnoha faktorů a v ideálním případě by pěstební metody měly zaručovat jak vysokou produkci, tak zachování ekologické funkce lesa.

Na lesních ekosystémech je závislých asi 65% světových pozemní taxonů. Lesní ekosystémy mají nejvyšší druhovou diverzitu pro mnohé taxonomických skupiny, včetně ptáků, bezobratlých a mikrobů. Zachování biologické rozmanitosti lesů je proto velmi důležitá úloha, a proto se právem stala klíčovým prvkem mnoha národních a mezinárodních dohod o hospodaření v lesích. Většina programů, které se zabývají udržením biologické diverzity v lesích, se zaměřila na vytvoření chráněných oblastí. Rezervace jsou velmi důležitou součástí systémů pro zachování biologické rozmanitosti lesů, ale samy o sobě nestačí k odpovídajícímu zachování biologické diverzity lesů, zejména proto, že 92% světových lesů spadá mimo formálně chráněná území (Lindenmayer, D., Franklin, J., Fischer, J., 2006).

V této práci jsou na základě vědeckých studií nastíněny režimy přirozených procesů v lesích, lesního vývoje a disturbancí, jejichž pochopení je klíčové k pochopení principů ekologického lesnictví. Práce je dále zaměřena na zkušenosti s ekologickým lesnictvím v různých státech světa, především ve státech s podobným klimatem a strukturou lesů jako je v České republice, a možnosti uplatnění ekologického lesnictví v České republice.

Co je ekologické lesnictví, proč a jak vzniklo

Ekologické lesnictví je souhrnný název pro metody a praktiky, které zahrnují způsoby hospodaření s důrazem na přirozené vzory a procesy ekosystému, porozumění jim, těžbu s ohledy na ně a udržování jejich integrity (integrita ekosystému znamená zachování struktury lesa, druhového složení a rychlosti ekologických procesů a funkcí v mezích přirozeného režimu narušení), i když to vede k menším finančním výnosům. Tímto se nemyslí, že by snaha o vysokou

produkci dřeva a soustavná těžba měla být brána jako něco co se neslučuje s ekologickým aspektem lesnictví. Je jasné, že i tyto ekologičtější praktiky manipulují s ekosystémem a ekologickými procesy, které hraničí s možnostmi lesnictví, ale ne do takové míry jako produkční lesnictví. Produkce dřeva je v rámci ekologického lesnictví i nadále zachována.

Dosažení ekologické udržitelnosti často vyžaduje stanovení vhodných výchozích bodů, například požadované struktury, a rozsahu variability přirozených disturbancí, se kterými jsou lidské zásahy porovnávány. Zachování biologické rozmanitosti je součástí udržení integrity ekosystému, jak bylo zdůrazněno ve výše uvedené definici (Lindenmayer, D., Franklin, J., Fischer, J., 2006).

Podle jiné definice je ekologické lesnictví princip hospodaření s přírodními zdroji, který nenarušuje ekologickou a sociální funkci lesa a jeho záměrem je daný ekosystém takto trvale udržet. Cílem je vždy zachování ekologické funkce lesa, porozumění přirozeným procesům a jejich výslednému efektu na celý les a na základě toho vytvořit systém vhodného hospodaření, kterým dosáhneme co nejpodobnějšího výsledku, kterého bychom dosáhli, kdybychom les ponechali bez zásahů (Franklin, J.F., Mitchell, R.J., Palik, B.J., 2007).

Podle základního principu chování přirozených lesních ekosystémů by se zásahy v porostech při ekologickém lesnictví měly řídit režimem přirozených disturbancí. Je potřeba sledovat typy disturbancí, jejich četnost, možné aspekty, které by mohly ovlivnit narušení jako takové a nebo jeho následky, a biologické dědictví po disturbanci. Toto biologické dědictví je velmi důležité pro následnou obnovu lesa.

Vzniklo z popudu dlouhodobé kritiky různých typů hospodaření v lesích, které nedbaly, nebo jen minimálně, ekologických vztahů v lesích a přirozeného lesního vývoje.

Ve Spojených státech Amerických byla přibližně v roce 1980 veřejně projevena nespokojenost lesníků i vědců s tamějšími běžnými způsoby hospodaření v lesích, které kladly důraz na maximalizaci produkce kvalitního dříví a tím na ekonomické aspekty lesního hospodaření, na úkor ekologických aspektů, jako je například druhová a věková heterogenita (Seymour, R.S., Hunter, M.L.J., 1999).

Jerry Franklin v roce 1989 publikoval článek, v němž navrhnul myšlenku vytvoření nového druhu lesnictví v rámci státních lesů. O rok později byla kolegiem významných lesnických vědců publikována zpráva, kterou apelovali na vytvoření nového postupu studování lesních ekosystému a hospodaření v nich, odlišného od klasických komoditních přístupů. Krátce na to byla Společností amerických lesníků vydána stížnost na tradiční lesnické metody, ve které požadovali přetvoření tradičních postupů, které by braly ohledy na ekologickou funkci lesů (Seymour, R.S., Hunter, M.L.J., 1999).

Dynamika lesa, režimy přirozených disturbancí, přirozený vývoj lesa

Dynamika lesa popisuje procesy, které tvarují a mění lesní ekosystém. Náhlé změny v lesích jsou zapříčiněny disturbancemi.

Disturbance jsou přirozené i nepřirozené události, které způsobují změny ve struktuře a složení lesního ekosystému. Jejich četnost a intenzita jsou různé a mohou se měnit. Mezi přirozené abiotické disturbance se řadí katastrofy, jako jsou požáry, sesuvy půdy, vichřice a sopečné výbuchy. Biotická narušení jsou způsobena například hmyzími škůdci, nákazami houbovými a jinými patogeny, nebo invazemi jiných živočichů. Disturbance mohou být také nepřirozené, způsobené člověkem. Příkladem je těžba dřeva, znečištění půd a vod, mýcení pro zemědělské účely a zavádění invazivních druhů. Přirozené disturbance není potřeba brát jako něco negativního, díky nim je totiž umožněna obnova porostu. Vlastnosti disturbancí, jejich typy, intenzita a frekvence opakování, formují režimy disturbancí, které jsou vždy charakteristické pro určitá stanoviště (Pickett and White 1985 in Seymour, R.S., Hunter, M.L.J., 1999).

Různé přirozené lesy jsou charakterizovány různými přirozenými dynamikami, jelikož druhy a rozsah disturbancí se v odlišných typech lesů různí. Například borové lesy tajgy v severní Evropě jsou často narušovány požáry, listnaté lesy, původní porosty na většině území střední a západní Evropy, jsou narušovány nejčastěji vichřicemi. V široké přechodové zóně mezi tajgou a listnatými lesy se požáry i vichřice projevují v různých typech lesů.

Angelstam a Kuuluvainen (2004) popisují 3 hlavní režimy dynamiky lesů:

1. sukcese

Nastává po ničivých disturbancech abiotických (vichřice, požáry) i biotických (hmyz, houbové choroby, bobr). Typická je velká mortalita a kompletní nahrazení porostu na velké ploše. Následně se vyvíjejí skupiny stromů o stejném věku, kohorty.

Tyto disturbance obnovují porost kompletně, to znamená, že jsou poškozeny stromy všech věkových kategorií. Zůstávají osamocené stromy nebo skupiny stromů, které jsou důležité pro nový vývoj. Specialisté musejí přivyknout zhoršeným podmínkám, aby mohli kolonizovat nová území. Kritickým požadavkem druhů je zachování relativně stabilní závislosti na dynamice krajiny, ale i vzájemná konkurence a konektivita. Různé druhy disturbancech iniciují různé směry sukcese, protože vytvářejí různé podmínky pro nový vývoj. Sukcese se dělí do 6 stádií vývoje porostu:

První 4 stádia mají své ekvivalenty ve většině hospodářských lesů. Nicméně většinou vývoj neprojde všemi fázemi s lineární sekvencí, jaká je zde popsána. Disturbance může s různými pravděpodobnostmi nastat během kterékoliv fáze.

a) zahájení růstu

V tomto stádiu jsou formovány specifické podmínky pro stanoviště a okolní matrix, které utváří následný proces formování porostu. Podmínky vývoje v této fázi jsou ovlivněny typem a rozsahem disturbancech, podmínkami stanoviště před narušením, věkovou, druhovou a prostorovou strukturou stromů. Spousta stromů většinou uhyne i později na nepřímé následky disturbancech. Například kvůli mechanickému poškození nebo nákaze sekundárními parazity, kteří vyhledávají poškozené jedince. Jako první nalétnou pionýrské dřeviny, například *Betula* spp. a *Populus* spp., a to na nejvýhodnější místa v porostu. Stanoviště v přirozeném lese jsou mozaikovitě rozdělena na menší plochy, které se fytoecologicky liší, to znamená, že se náletové druhy ne vždy dobře uchytí a to vede k velké prostorově variabilitě regenerovaných druhů. Po velkých disturbancech nastávají často naprosto unikátní přírodní podmínky, například spousta druhů hmyzu se naučila využívat spáleného nebo vysušeného dřeva jako substrátu, klíčení některých rostlin musí být podmíněno

vysokými teplotami, stejně jako otvírání plodících šišek u některých druhů jehličnatých dřevin.

b) mladý les

Růst stromů a uzavírání korunové klenby způsobuje změny v nižších patrech, díky menší dostupnosti světla, nižší rychlosti větru a vyšší vlhkosti. Začíná růst bylinné vegetace, keřů a pionýrských dřevin. Zbytky odumřelých stromů a dalších rostlin se začínají rozkládat.

c) les středního věku

Některé slabší stromy umírají kvůli nedostatku světla nebo živin v důsledku konkurenčního potlačení silnějšími jedinci. To se nemusí stát, pokud jsou stromy řidčeji rozmístěny, mají dostatek prostoru. Světlomilné druhy jsou nahrazeny jinými, které lépe snášejí zastínění, i když na vhodných stanovištích kde se již uchytily a dosáhly určitých rozměrů mohou přetrvat.

d) zralý les

Stromy dosahují maximálních rozměrů, jsou v této fázi vhodné ke kácení (v rámci lesního hospodaření). Mrtvé stromy po disturbancech již téměř zmizely, ale většina těl jedinců, kteří uhynuli v důsledku konkurence se ještě nezačala rozkládat. Snížila se úmrtnost z důvodu konkurence, ale zvýšila se úmrtnost kvůli houbovým a hmyzím škůdcům. Listnaté stromy začínají ustupovat a vytváří zázemí pro specializované druhy. Les postupně začíná získávat vícepatrovou strukturu a vegetace bylinného patra se přetváří ve prospěch stínomilných druhů.

e) stárnoucí les

V tomto stádiu začínají stárnoucí, dříve dominantní stromy degradovat a být náchylné k poškození. Stromy, které nedosáhly nejvyšších rozměrů umírají a jejich těla vytvářejí vrstvu mrtvého dřeva, které se začíná rozkládat. Stárnoucí řídnoucí les mění svoji vertikální i horizontální strukturu. Díky prořádnutí korun se k nižším patřům dostává více světla a druhy, které byly dosud submisivní se začínají více projevovat. Druhy stromů tolerující zástin dosahují takových rozměrů, že přitahují různé druhy ptáků, dosahují struktury kůry, na které

mohou růst různé druhy lišejníků a velikostí korun, které unesou hnízda velkých ptáků. Struktura vegetace je komplexnější.

f) prales

O pralesu můžeme hovořit po 100-300 letech bez disturbancí, tato doba závisí na druzích stromů a geografické poloze (Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004). Stanoviště je spíše otevřené, protože většina statných stromů, které vyrostly po původní disturbanci uhynula a vznikly tak mezery v korunové klenbě. Mrtvé dřevo různých rozměrů a v různých fázích rozkladu se nachází v celém pralesu. Podrostní vegetace je rozmanitá, stejně jako vertikální a horizontální struktura stromů. Dominují zde staré stromy, ale jsou zde i skupiny mladých stromů, které se objevují především v místech, kde jsou mezery v klenbě a proniká k nim dostatek slunečního světla. Pravidlo přímé úměry mezi věkem stromů a jejich velikostí už neplatí. Prales není konečným bodem ve vývoji porostu, ale dynamicky se měnící systém sám o sobě.

2. kohortní dynamika

Je charakterizována slabšími částečnými disturbancemi. Vznikají oddělené skupiny stromů. Několik druhů stromů prokázalo přizpůsobení slabším narušením. Např. borovice lesní (*Pinus sylvestris*) se na suchých místech přizpůsobila menším požárům, které jsou pro taková stanoviště typické. Požáry, jelikož většinou zasáhnou mladší ne příliš vzrostlé stromy spíše než vzrostlé jedince, jsou příčinou vzniku věkové heterogenity na stanovištích. Borovice lesní se s věkem stávají více odolné vůči požárům z několika důvodů – díky tlusté kůře a díky tomu, že jejich koruny začínají vysoko nad zemí. Takové borové lesy mají většinou vzhled parku, i když někdy s hustým podrostem. Podle Dyrenkova (1984 in Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004) se tento typ režimu disturbancí projevuje také ve smrkových lesích v Norsku. V tomto případě jsou narušením vichřice, které polámou části korun.

Dyrenkov (1984, in Angelstam, Kuuluvainen, 2004) rozlišuje 3 vývojové fáze podle nerovnoměrných skupin věkových tříd:

a) regenerace

Na stanovišti dominují mladé stromy, ale jsou zde i dospělé stromy, které stále formují klenbu, mrtvé stromy stojící i padlé, které ještě nezačaly tlít.

b) přechodná fáze

Skupiny stromů různého věku jsou rovnoměrně rozmístěny po celém stanovišti.

c) digrese

Dominují skupiny starých stromů.

3. dynamika mezer

Tato dynamika je většinou zapříčiněna biotickými nebo autogenními narušeními na úrovni jednotlivých stromů nebo skupin stromů. To způsobuje mezery v korunách a ty možnost rozvoje stín více či méně tolerujících druhů. Proces úmrtnosti a regenerace určuje časovou i prostorovou dynamiku stanoviště. Vnitřní rozmístění může být charakterizováno jako různověké. V přirozené dynamické krajině takové porosty většinou lemují říční koridory, nebo tvoří shluky na místech, kde je vlhké nebo mokré podloží. Typicky mají relativně vlhké stabilní mikroklima a pravidelnou zásobu mrtvým dřevem v různých fázích rozkladu. Tento typ dynamiky se také objevuje na rozsáhlých územích, kde je vlhké klima a cykly požárů, které jsou dost dlouhé na to, aby se dosáhlo tohoto stavu.

Dyrenkov (1984, in Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004) rozlišuje dva podtypy:

a) První typ je charakterizován rovnoměrným rozložením stromů různého věku po celém stanovišti. Tato struktura je dána menšími velikostmi mezer zahrnující jeden nebo několik odumřelých stromů.

b) Druhý typ má rozložení nepravidelné, které formuje větší mezery.

Interakce mezi různými druhy disturbancí

Navzdory výše popsaným režimům disturbancí faktor jednoho typu narušení obvykle ovlivňuje pravděpodobnost výskytu jiného typu. Proto se disturbance projevují také jako kombinace těchto vzorů v rozdílných časových a prostorových měřítcích. Například když v porostu vypukne požár a zničí většinu stromů nebo je poničí, otevře tím stanoviště, které bude náchylnější k narušení větrem nebo k napadení hmyzími škůdci (Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004).

Biodiverzita, biologické dědictví

Biologická diverzita neboli biodiverzita je rozmanitost života na Zemi. Můžeme mluvit o biodiverzitě na úrovni genů, druhů a ekosystémů a to v rámci světové biodiverzity, rozmanitosti na úrovni biotopů, až k diverzitě v rámci konkrétních oblastí. Biologická diverzita není rovnoměrně rozložena, obecně se dá říct, že je vyšší na místech s teplejším podnebím nebo v oceánech na místech s nejvyšší teplotou u hladiny. Na světě existují konkrétní místa, kde je biologická rozmanitost nejvyšší a odkud se pak druhy šíří, například korálové útesy.

Biodiverzita je nezbytnou součástí přírodních procesů. Organismy jsou na sobě vzájemně závislé a stejně tak jsou závislé na abiotickém prostředí. Proto tím, že ovlivňujeme jeden organismus, nepřímo ohrožujeme i spoustu dalších. Stejně tak jakýmkoliv zásahy v ekosystémech nepřímo ovlivňujeme mimo jiné i klimatické podmínky. Tlak na ekosystémy se stále zvyšuje, což souvisí s nárůstem lidské populace, zvyšuje se poptávka po přírodních zdrojích a potravinách, tím i po zemědělské půdě.

Biologickou diverzitu nejvíce ohrožuje lidská činnost a to přímo i nepřímo. Bez lidských zásahů do přírody by také docházelo k jejímu poklesu, ale několikanásobně pomaleji. Především těžbou surovin dochází k degradaci či ztrátě biotopů a přirozených stanovišť pro organismy, což je celosvětový problém týkající se především nevhodných lesnických zásahů.

Jak již bylo výše uvedeno, na lesních ekosystémech je závislých asi 65% světových pozemní taxonů a mají nejvyšší druhovou diverzitu pro mnohé taxonomické skupiny. Biodiverzitu v evropských lesích značně ovlivnilo

střídání dob ledových a meziledových. V oblastech na jihu, jihovýchodě a jihozápadě Evropy, které tímto nebyly do takové míry ovlivněny, je biodiverzita mnohem vyšší. Tyto oblasti jsou základem diverzity evropských lesů (Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000). Biodiverzita lesních ekosystémů je chráněna především v systémech přírodních rezervací, které jsou pro její udržitelnost nepostradatelné. Samy o sobě ovšem nestačí k zachování biodiverzity a dynamiky evropských lesů.

Existující přírodní rezervace a potencionální oblasti vhodné k vytvoření dalších rezervací jsou příliš malé k zachování biodiverzity, natož pak k jejímu zvyšování. Například ve Skandinávii zaujímají přírodní rezervace pouze 1-3% produktivních lesních ploch (Essen et al. 1997 in Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000) a velkých porostů, které jsou starší 100 let a mohly by se případně stát součástí většího systému rezervací je příliš málo. Z těchto důvodů je jediným východiskem k zachování udržitelných evropských lesů to, že většina lesních ploch bude obhospodařována ekologičtěji metodami, které jsou akceptovatelné jak z pohledu udržení biodiverzity a přirozeného životního prostředí, tak z pohledu produkce dříví. To je velkým podnětem pro vytvoření nových metod lesního hospodaření a vývoje nových technologií nejen v lesnictví.

Chceme-li zachovat biodiverzitu i přes těžební zásahy, je v první řadě nutné rozpoznat stanoviště s dlouhou kontinuitou. Takové lesy tvoří jen velmi malé a dále se snižující procento z evropských lesů, jsou ale nepostradatelné pro znovuoobnovení biodiverzity v okolní krajině. Pokud je to možné, měly by ve většině případů zůstat bez těžebních zásahů. Existují ovšem i případy, kdy jsou lidské zásahy nezbytně nutné, například když je třeba odstranit nežádoucí nepůvodní druhy, které jsou většinou invazivní. Ve všech případech by ale mělo být cílem zachovat v blízkém okolí vhodné prostředí pro udržení životaschopných populací po dlouhou dobu.

Hospodařením v lesích nejsou všechny druhy organismů stejnoměrně negativně zasaženy. Některé druhy, primárně generalisté, jsou často ovlivněny jen minimálně nebo dokonce pozitivně. Takoví živočichové snadněji hledají nová stanoviště a jsou méně citliví na změny v prostředí. Ostatní organismy jsou vážně ovlivňováni ztrátami jejich přirozených prostředí, například specializované druhy žijící ve starých stromech v pralesích. Stanovišť, které

odpovídají jejich požadavkům je málo a stále ubývají. Tyto druhy, kterých je celá řada jak v rostlinné, tak v živočišné říši, jsou proto velice citlivé na narušení. Některé druhy vyžadují dlouhodobé stálé prostředí a velké plochy, zatímco jiným druhů stačí menší plochy v hospodářských lesích nebo jen stromy, které nebudou těžbou zasaženy. Takže těžební metody, které jedněm druhům nevadí nebo jsou pro ně dokonce dobré, nemusí vyhovovat jiným druhům. V zájmu dlouhodobé ochrany biodiverzity musí být časoprostorová dynamika druhů i režimů disturbancí v lesních ekosystémech pochopena (Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000).

Změny velkých měřítek ve struktuře krajiny ovlivnily diverzitu jak negativně, tak pozitivně. V minulosti, když se vykácelo velké množství lesů a krajina se více otevřela, vedly pravděpodobně změny způsobené lidskou činností ke zvýšení diverzity, zatímco změny v posledním století výrazně zapůsobily v opačném směru. Například spousta druhů adaptovaných na otevřené (pastervní) lesy vymizela. Nicméně jsou i výjimky. Množství druhů ptáků, primárně druhy adaptované na křovinatá stanoviště, se dočasně zvýšilo podle toho, jak byly okrajové zemědělské plochy a otevřené lesy zanechány ladem, a nyní se snižuje kvůli tomu, že lesy dosahují větších vertikálních rozměrů. V krátkých intervalech se diverzita často zvýšila na místní nebo regionální úrovni, zatímco z globálního hlediska vidíme její dlouhodobé snížení (Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000).

Zachování biodiverzity v hospodářských lesích vyžaduje, abychom se zamysleli nad tím, jaké hospodářské praktiky, například holoseče, korespondují s přirozenou lesní dynamikou a režimy disturbancí. Lesníci často argumentují tím, že holoseče jsou ekvivalenty silných vichřic nebo požárů. To je ale zavádějící, pokud ne naprosto nesmyslné (Essen et al. 1997 in Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000). Společné znaky těchto přirozených disturbancí a holosečí jsou povrchní. Spousta aspektů, které nastanou po přirozené disturbanci, během těžby zmizí. Po vichřici jsou to například polámané stromy, které v porostu zůstanou a rozloží se, po požáru především živiny z popela, které napomáhají regeneraci porostu. To vše lze nazvat biologickým dědictvím disturbancí.

Biologické dědictví je obecně to, co zůstane po disturbanci a je důležité při obnově stanoviště. Například mrtvý organický materiál, staré stromy, ale i strukturální vzory zděděné z poškozeného porostu.

Zohlednění biologického dědictví je velice důležité ve vývoji lesnických metod, které napodobují přirozený vývoj. Vytváření a zanechávání biologického dědictví udržuje kritické strukturní elementy jako komponenty hospodářských stanovišť a tím udržuje spoustu organismů a ekologických procesů závislých na těchto strukturách.

Principy ekologického lesnictví

Základním principem ekologického lesnictví je zachování a rozvíjení biologické diverzity. Jednotlivé druhy mají různé nároky na prostředí a potravu a jsou evolučně přizpůsobeny určitým typům a rozsahu přirozených disturbancí. Je nutné si uvědomit, že nároky jednotlivých organismů se mohou zásadně lišit. Stejně tak je důležité si uvědomit, že pro plánování hospodářských zásahů založených na přirozené dynamice lesa je nutné brát v potaz místní i regionální faktory, které zásadně ovlivňují a mění režimy disturbancí (Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004), stejně jak se tyto režimy mění v čase. Proto není možné vytvořit jednotný návod ekologického lesnictví, který by bylo možné globálně uplatnit. Koncepce ekologického lesnictví je založena na základních principech k udržení biodiverzity, uplatnění znalostí režimů přirozených disturbancí a následného vývoje porostu a zachování biologického dědictví po disturbanci. Všechny tyto faktory jsou na sobě vzájemně závislé.

Základní principy k udržení biodiverzity

Ztráta druhů je převážně zapříčiněna ztrátou jejich stanovišť. Proto musí být hlavním cílem pro zachování druhů předcházet takovým ztrátám a to skrze zohlednění velkého množství aspektů.

Lindenmayer, Franklin, Fischer (2006) popsali 5 základních principů k udržení biodiverzity:

1. Udržování konektivity.

Konektivita je propojení stanoviště, komunit a ekologických procesů ve velkém časovém a prostorovém měřítku. Ovlivňuje klíčové procesy zachování

biodiverzity, jako je vytrvalost populací a regenerace po disturbanci, výměny jednotlivců a genů v populaci, a obsazenost prostředí. Hlavními strategiemi jsou zachování říčních i jiných koridorů, ochrana citlivých prostředí v rámci matrixu, zadržení vegetace v těžebních oblastech a rekonstrukce krajiny.

2. Zachování integrity vodních systémů udržováním hydrologických a geomorfologických procesů.

Vodní prvky v lesích - potoky, řeky, mokřady, jezera a rybníky - jsou nadměru důležité pro biologickou rozmanitost a funkce ekosystému. Velký podíl biodiverzity, která se nachází v zalesněné krajině je spojen s vodními ekosystémy a to nejen vodní organismy, ale i suchozemské druhy. Klíčovou strategií je ochrana a obnova vodních koridorů, ochrana citlivých vodních prostředí, stavební plánování s ohledy na vodní systémy.

3. Zachování strukturální komplexity stanoviště.

Strukturální komplexita je sama o sobě přirozená vlastnost všech lesů v celém světě. Neztělesňuje pouze určité typy atributů stanoviště, ale také způsob jakým jsou prostorově rozmístěny napříč stanovištěm. Vlastnosti přispívající ke strukturální komplexitě stanoviště zahrnují 1. skupiny stromů různého věku rozděleny napříč stanovištěm, 2. velké žijící stromy a pařezy, 3. padlé mrtvé stromy velkých průměrů, 4. vertikální heterogenitu formovanou vícevrstevnou korunovou klenbou, 5. horizontální heterogenitu, jejímž příkladem jsou mezery v korunové klenbě. Zachování strukturální komplexity stanovišť je pro zachování biodiverzity nanejvýš důležité, protože díky komplexitě organismy spíše dokáží přežít v lesích, kde se intenzivně hospodaří a kde by za jiných podmínek byly eliminovány. Může také zapříčinit lepší navrácení se k přirozenějším podmínkám v těžebních a regenerovaných oblastech pro druhy, které byly z těchto oblastí vytlačeny, a také zvýšit rozptýlení některých zvířat po těchto oblastech – funkce konektivity. Výsledkem strukturální komplexity jsou variace podmínek prostředí napříč stanovištěm vyžadované některými taxony – funkce heterogenity prostředí. Strategie spočívá v zachování struktur a organismů během výchovných zásahů, vytváření vhodného prostředí pro organismy a využívání vzorů režimů přirozených disturbancí.

4. Zachování heterogenity krajiny.

Ekosystémy jsou přirozeně heterogenní, heterogenita krajiny je vlastnost přirozených lesů po celém světě. Režimy disturbancí mohou vytvářet

heterogenní biologický pokryv země, jako jsou různá stadia sukcese v různých lokalitách následující po požárech. Přírozená krajina je charakterizována přírodními gradienty. Heterogenita krajiny koresponduje s mozaikovými vzory reprezentujícími různé lesní kompozice a věkové třídy, v rámci kterých se objevují různé strukturální podmínky. Různé druhy mají různé požadavky na přírodní podmínky, diverzita, velikost a prostorové rozmístění vzorů prostředí je důležité pro mnoho taxonů.

5. Uplatnění znalostí režimů přirozených disturbancí pro vytvoření ekologických metod hospodaření v lesích.

Strategie pro zachování biologické diverzity mohou být nejlépe uplatněny v případech, kde lidské zásahy simulují dopady přirozených narušení. Například druhy a množství biologického dědictví a vzory prostorových přírodních podmínek, které zůstanou po disturbanci. Organismy se nejlépe přizpůsobují režimům narušení, podle kterých se evolučně vyvíjely, ale jsou schopné se potencionálně přizpůsobit novým formám disturbancí, které mají víceméně stejnou frekvenci nebo podobnou intenzitu.

Základní principy ekologického lesnictví

Franklin, Mitchell, Palik (2007) popisují základní koncept ekologického lesnictví, který stojí na třech principech. Ekologické lesnictví připodobňují k trojnohé stoličce, kde je sedadlo (ekologické hospodaření) podpíráno třemi nohama stoličky (třemi principy). Každá noha je stejně důležitou oporou pro sedadlo, když odebereme jednu nohu, bude sedadlo možná dál v rovnovážné poloze nějaký čas nejistě přetrvávat, ale postupem času stejně spadne. Odebereme dvě nohy a spadne za kratší dobu. K tomu analogicky – když nebude dodržen jeden z principů, je možné ještě po neurčitou dobu ekologicky hospodařit, když nedodržíme dva, bude tato doba kratší.

Tři základní principy ekologického lesnictví jsou tyto:

1. Zachování biologického dědictví přirozených disturbancí

Prvním principem ekologického lesnictví je pochopení důležitosti biologického dědictví disturbancí a zakomponovat hospodaření s ním do těžebních plánů.

Biologické dědictví po přirozené disturbanci jsou např. velké přeživší stromy, souše, nebo ležící rozkládající se kmeny. Všechny tyto prvky většinou přetrvávají i po velmi silné disturbanci. Jsou přirozeným prostředím nebo zdrojem živin pro různé druhy organismů, tudíž mají velký význam pro biodiverzitu. Také mají velký vliv na prostředí a pro další vývoj porostu. Některé z těchto prvků není možné po odstranění znovu obnovit, proto pokud uvažujeme o zásahu, musíme pečlivě zvážit, jaký význam pro nás tyto prvky mají a jaký by ještě mohly mít, kdyby zůstaly bez zásahu.

2. Rozmanitější zásahy, které zachovávají nebo vytvářejí heterogenitu

Druhým principem je zahrnout do těžebního plánování vhodné zásahy, které zvýší strukturální a kompoziční heterogenitu porostu na základě pochopení přirozených vývojových procesů v porostu a využití této znalosti.

Výchovné zásahy nahrazují lokální disturbance a přirozené vývojové procesy. Těžebními zásahy by se mělo docílit obnovení nebo zachování strukturální a kompoziční heterogenity. Jedním z nejdůležitějších procesů je mortalita jedinců v důsledku konkurence. Mortalita jedinců ovlivňuje heterogenitu porostu, což je vlastnost, které se ekologické lesnictví snaží docílit, na rozdíl od běžných systému hospodaření, které kladou vyšší důraz na přírůst a kvalitu vybraných jedinců. Existují však principy, které jsou společné pro běžné i ekologické hospodaření. Je to podpora rozvoje velkých statných stromů, zásahy s různou intenzitou pro podporu horizontální heterogenity porostu (stromy různé výšky), vytváření mezer pro podporu vertikální heterogenity porostu (stromy různé šířky, různě rozvětvené, různě mohutné), zásahy zaměřené na druhovou heterogenitu.

3. Ponechat porostu dostatečný čas na obnovu

Třetím důležitým principem ekologického lesnictví je zajištění dostatečné doby pro regeneraci porostu mezi jednotlivými těžebními zásahy.

Důvodem tohoto principu je umožnění rozvoje komplexní strukturální a kompoziční heterogenity porostu. Na rozdíl od běžného hospodaření, kde jsou pro časování těžebních zásahů uvažována především ekonomická kritéria a růstové faktory, je v ekologickém lesnictví hlavním kritériem míra vývoje, která ovlivňuje plánování těžebních zásahů. Proto bude obnovní doba v porostech, kde se hospodaří ekologicky značně delší než v porostech s běžným způsobem

hospodaření. Některé strukturální prvky se vyvíjí delší dobu (>150 let) než je standardní doba obmýtí (<150 let), a proto tyto prvky chybí v lesích obhospodařovaných klasickým způsobem, což vedlo k vymizení společenstev organismů vázaných na pozdější fáze vývoje lesa.

Zkušenosti s ekologickým lesnictvím ve světě

V celém světě nejsou známy žádné případy, ve kterých by postupy ekologického lesnictví byly jednoznačně dodržovány (Lindenmayer, D., Franklin, J., Fischer, J., 2006).

V některých státech, především ve Skandinávii, se již dlouho usiluje o to, aby byl kladen větší důraz na zachování ekologických aspektů v hospodářských lesích. Roste potřeba zachování velkých nedotčených ploch, které mohou být použity jako měřítko a referenční oblasti pro ekologickou obnovu hospodářských oblastí v boreálních lesích. Nejen evropské státy se snaží, ať už více či méně, v některých hospodářských lesích přejít z běžného režimu hospodaření na ekologičtější způsob, který by vedl k zachování biodiverzity a udržení životaschopných populací a který by bral v potaz nejen ekonomické ukazatele hospodaření. Tento způsob přírodě blízkého hospodaření se v Evropě zavádí hlavně do lesů se skladbou, v níž dominují jehličnaté dřeviny, protože tyto lesy jsou hlavními zdroji dříví (Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004).

Fries, Carlsson, Dahlin, Lämås, Sallnäs (1998) popsali praktickou aplikaci tří hlavních přístupů ekologického lesního hospodářského plánování ve Švédsku skrze tři koncepční modely.

1. Model klíčových biotopů

Hlavním myšlenkou je rozpoznat oblasti, ve kterých se vyskytují ohrožené nebo jinak důležité druhy, především specialisté se specifickými požadavky na prostředí. Tyto oblasti, které se nazývají klíčové biotopy, jsou pak ponechány bez těžebních zásahů, nebo je v nich hospodařeno tak, aby se zlepšilo prostředí pro život důležitých organismů.

V tomto modelu je krajina vnímána jako matrix. Předpokladem je, že klíčové biotopy tvoří zdrojové oblasti pro rozšiřování druhů. Měly by být propojeny

zalesněnými koridory, které usnadňují přesun organismů z jedné oblasti do druhé a samy mohou být vhodným prostředím pro život různých druhů organismů. Jako podpora pro některé chráněné biotopy jsou kolem nich tvořeny ještě druhotné ochranné zóny. Slouží k tomu, aby se snížily negativní dopady z těžebních oblastí na chráněné druhy organismů.

Tento model byl jako jeden z prvních projektů krajinného plánování ve Švédsku uplatněn například v oblasti Grangärde (60°20'N, 14°50'E), která se nachází se v provincii Dalarna ve vyspělé jižní švédské boreální oblasti. Tato oblast má 14 000 ha, převládají zde morénové kopce. V místních lesích několik století převládal hornický průmysl, v druhé polovině 20. stol. se lesy začaly využívat především pro produkci dříví a těžilo se zde především holosečným způsobem. Dnes se jsou zde většinou porosty stejnověkých jehličnatých monokultur. Podíl listnatých dřevin je 7%.

Je zde 12 klíčových biotopů, ve kterých se neprovádí těžební zásahy. Jejich plocha je asi 350 ha, což jsou 4% z celkové produktivní lesní plochy. Kolem sedmi z nich je podpůrná zóna ochrany, jejichž celková rozloha je bez mála 200 ha, což jsou 2% z celkové produktivní lesní plochy, na které budou zachovány všechny vlastnosti porostu důležité pro chráněné druhy žijící v klíčových biotopech. Koridory, které spojují klíčové biotopy zaujímají plochu asi 400 ha, to je 5% z celkové produktivní lesní plochy. Nacházejí se převážně v údolích kolem vodních toků. Celkově je 11% produktivní lesní plochy vyhrazeno jako bezzásahové zóny. Na zbytku území se hospodaří různými způsoby, ale holosečný způsob těžby se již nevyužívá.

2. Model přirozené krajiny

Je založen na tom, že původní druhy organismů zůstanou zachovány, když budou zachovány přirozené podmínky, včetně disturbancí. Je to model, který se drží výše popsaných principů ekologického lesnictví. To znamená, že jeho podstatou je co nejlépe těžebními zásahy simulovat přirozené procesy ekosystému, režimy disturbancí a sukcesi na různých typech porostů a to v rámci zachování biodiverzity, i když se tím sníží produkce.

Příkladem je model přirozené krajiny simulující požáry aplikovaný v oblasti Stjärnsund (60°25'N, 16°10'E) ve švédském provincii Dalarna. Tato oblast má

asi jen 500 ha, z nichž je 95% (475 ha) produktivní lesní plocha, 2,5% (12 ha) jsou bažiny a 2,5% jezera. Přírodní podmínky, historické i současné využití jsou stejné jako v Grangärde. Dominantní dřevinou je v lesích této oblasti smrk ztepilý (22% produktivní plochy), je zde velký podíl borovice lesní (15% produktivní plochy) a zbytek produktivní plochy zaujímají smrky a borovice společně. Celkem jsou zde pouze 2% listnatých stromů. Je zde 5 stanovišť s chráněnými druhy na ploše celkem asi 17 ha (3,9% produktivní lesní plochy).

Hlavním cílem při aplikaci tohoto modelu bylo změnit strukturu a kompozici stromů zvýšením množství listnatých druhů, starých stromů a mrtvého dřeva a dosáhnout přirozených různověkových smrkových porostů. V některých případech toho mělo být dosaženo systematickým zakládáním požárů.

Jako první byla vytyčena stanoviště, která měla zůstat bez zásahu. Produktivní lesní plocha byla rozčleněna do stanovištních typů podle vegetace, půdního typu a topografie. Pro každý stanovištní typ byl vytvořen plán hospodaření.

Bez těžebních zásahů zůstala stanoviště s dlouhými intervaly bez disturbancí. Na stanovištích, kde byly intervaly mezi disturbancemi kratší, byl zvolen podrobný hospodářský způsob. Pro stanoviště, která byla často přirozeně narušována požáry, byl zvolen modifikovaný holosečný způsob těžby, který byl specificky přizpůsoben každému stanovišti. Například bylo vždy na hektar průměrně ponecháno 5 velkých starých stromů a vždy všechny mrtvé stromy. Kolem vodních toků a jezer byly ustanoveny zóny ochrany. Lesy starší 100 let by měly pokrývat 25% produktivní lesní plochy, podíl listnatých stromů by se měl zvýšit minimálně na 10%.

3. Model podpůrných prvků

Tento model byl vytvořen v jižním Švédsku, kde jsou lesy mnohem více a drastičtěji ovlivněny člověkem, proto je mnohem složitější zde rozlišit co je přirozený porost. Z tohoto důvodu hrají velkou roli současné krajinné podmínky.

Na jihu Švédska jsou, na rozdíl od severu země, hodnoty jako kulturní dědictví, estetika a rekreační funkce lesů považovány za stejně důležité jako zachování biodiverzity. Proto bylo nutné vytvořit koncept lesního hospodaření, jehož cílem by bylo zachování všech těchto aspektů v co největší míře.

Název modelu odkazuje na to, že v krajině existují prvky, které mohou podpořit a ochránit okolí. Jsou to bodové prvky (například velké solitérní stromy), linie (hranice lesa) a rozsáhlé plochy (porosty, jezera).

Model podpůrných prvků je založen na subjektivním posouzení konkrétních porostů, zjišťuje se, které prvky jsou nezbytné pro dosažení požadovaného cíle, tedy zachování určitých funkcí. Vybrané funkce by měly být rozvíjeny využíváním vhodných lesnických zásahů na úrovni porostu.

Tento model byl prakticky použit v oblasti Äspered, které se nachází v západní části Jihošvédské vrchoviny v hemiboreální zóně v provincii Västergötland (57°50'N, 13°10'E). Celková rozloha oblasti je 2880 ha, z toho je 1780 ha produktivní lesní plocha. Lesy byly a jsou využívány nejen pro produkci dříví, ale i různých dalších produktů. V současné době jsou zde dva typy porostů, listnaté lesy, které se nacházejí hlavně v okolí zemědělských ploch, a stejnověkové smrkové monokultury na hřebenech kopců. Cílem lesního hospodaření v této oblasti je zachování biodiverzity a estetické funkce.

Je kladen důraz na zachování listnatých porostů a solitérních listnatých stromů, využívá se probírková těžba. Stanoviště, na kterých jsou hodnoty vázány na zachování určitých neměnných podmínek, jako například na loukách, podléhají ochraně. Soustředění ochrany do listnatých lesů znamená, že smrkové lesy na svazích a hřebenech jsou ponechány především pro produkci dříví. V těchto lesích by se však také mělo usilovat o to, aby převládala přirozená obnova a přirozená sukcese, stejně jako je nezbytné udržovat pozdní sukcesní stádia.

Angelstam, Kuuluvainen (2004) ve své studii pro ilustraci porovnávají dva modely lesního hospodaření. Oba modely jsou založeny na hypotéze, že kdyby lesní hospodaření mohlo simulovat přirozené druhové i věkové složení a strukturu krajiny přirozených lesů s přirozenými dynamickými prostorovými a časovými vzory regenerace lesa po přirozené disturbanci, mohl by být ekologický lesní ekosystém udržovaný.

1. ASIO model

Byl vytvořen jako koncept pro hospodářské udržování lesa a obnovu ekologicky udržitelného lesního ekosystému v boreálních lesích ve Skandinávii

(Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004). Je široce používaný pro praktické lesní hospodaření ve Švédsku a Finsku.

Je založen na tom, že lesy tajgy mají několik typů dynamik. V tomto modelu je popsán základní vztah mezi hlavními režimy disturbancí ve skandinávských boreálních lesích, což jsou požáry, a místními přírodními podmínkami. Je v něm vysvětleno, proč se požáry vyskytují a jak se chovají v místech s různými makroklimaty. Na vlhkých stanovištích s vysokým bylinným podrostem nebo na vysoko položených místech s vlhkým klimatem je velmi nízká četnost požárů. Naopak na mezických stanovištích a stanovištích se suchými lišejníky je četnost požárů vysoká.

ASIO model zahrnuje jak dlouhodobou předpovědatelnost požárů (různé intervaly na různých typech stanovišť), tak i prostorově a časově náhodný charakter požárů (kde a kdy se požár objeví). Rozdíly v režimech přirozených disturbancí způsobují žádoucí věkovou strukturu obhospodařované krajiny a udržují biodiverzitu. Podle předpokladů tohoto modelu je důležité zajistit přítomnost dlouhověkých kohort doprovázejících staré lesy typů, které jsou náchylné k požárům, což bylo prakticky potvrzeno (Rülcker et al. 1994 in Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004).

2. multikohortní model

Byl vytvořen Bergeroem a kol. (1999, 2001, 2002) pro udržitelné lesní hospodaření v Québecu v Kanadě. Tento model využívá strategického těžebního zásahu založeného na přirozené ekologii lesů, které jsou často narušeny požárem. Hlavní myšlenkou je, že funkce režimu požárů, hlavně jejich frekvence a intenzita, může být použita k charakterizaci struktury vegetace na určité lesní ploše. Podle výsledného modelu hospodaření je tato lesní plocha rozdělena na tři nebo více tříd, na které se aplikují různé metody těžby v různých časových intervalech. Tímto způsobem se v krajině napodobí variace ve struktuře a rozložení věku v lese je zachováno, stejně jako by tomu bylo v případě, že by byl les vystaven přirozenému režimu požárů. Například, část plochy je vykácena úplně jako simulace několika požárů projevujících s frekvencí 100 let. Ostatní části této plochy jsou ošetřovány s 200 a 300 letými odstupy, během kterých je stanoviště ošetřováno pouze prořezávkou k udržení charakteristik stárnoucího lesa a k uvolnění prostoru pro podrostní regeneraci.

Tímto způsobem se vytvořila žádoucí struktura porostu s delšími intervaly mezi požáry. Na konci cyklu je možné udělat holoseč na celé ploše, tím se přivede do počátečního stádia. Poměry stanovišť, na kterých je uplatněna holoseč jsou teoreticky odvozené z potencionálně negativního rozložení věku na stanovišti.

Porovnání modelů

ASIO model i multikohortní model mají společné to, že oba využívají jak holosečnou těžbu, tak i výchovnou těžbu jakožto nástroje k vytvoření stejné strukturní variability jakou můžeme najít v přirozených lesích. Modely se neshodují v tom, že ASIO model ukazuje, že frekvence požárů jsou spojeny převážně s typem a podmínkami stanoviště, zatímco multikohortní model nabízí myšlenku, že k požárům dochází víceméně náhodně a že typ a podmínky stanoviště nehrají tak velkou roli na tom jaká je frekvence požárů. Přirozený výskyt požárů je ovlivněn jak náhodnými faktory, jako je např. četnost blesků, tak i faktory, které lze předpokládat, např. typ stanoviště. Tyto rozdílnosti jsou zaviněny makroklimatickými podmínkami a pravděpodobně i druhy stromů a jejich možnostmi, stejně jako strukturou krajiny, jež ovlivňuje šíření ohně. Rozdíly pro doporučení k hospodaření, které tímto vznikly, jsou alespoň částečně založeny na všeobecných rozdílech v makroekologii Québecu a Skandinávie. Oba modely se ale při snaze přiblížit se režimům disturbancí v doporučených postupech pro lesní hospodaření shodují ve dvou bodech. 1. těžební zásahy by se provádět měly, 2. pro rozdílné lesy platí rozdílná doporučení, záleží na místních i regionálních přírodních podmínkách.

Porovnání různých těžebních metod

Skupinově výběrnou těžbou mohou být vytvářena stanoviště, která velmi podobně simulují stanoviště po přírodním narušení. Lesníci zpravidla vytyčují větší oblasti pro těžbu než takové, jaké by byly charakteristické pro přirozené disturbance. Děje se tak z důvodu snahy o zvýšení růstu na regenerovaném stanovišti, celkové jednoduchosti aplikace, i kvůli ekonomické rentabilitě. Strukturální shoda mezi těžbou metodou skupinové selekce a přirozeným stanovištěm může být dále vylepšena tím, že se ponechají některé individuální

struktury v rámci těžebních operací a trvale vyhradí některá místa v porostu z těžby.

Podroštní těžba v lesích, které jsou charakterizovaných dobrou vegetační mozaikou v konečném měřítku vytváří struktury stanovišť, které kontrastují s těmi přirozenými. Podroštní systém je navržen tak, aby prostorově a věkově homogenizoval hospodářský les, ne aby vytvářel přirozené strukturně a kompozičně heterogenní porosty.

Navrhování pěstebních systémů založených na modelech režimu přirozených disturbancí je mnohem náročnější pro lesní typy charakterizované velkými ničivými disturbancemi. Tradiční holoseče mají jen málo společného s takovými velkými disturbancemi, vyjímaje vytváření světlého prostředí vhodného pro regeneraci světlomilných druhů. Plantáže je mnohem jednodušší vytvořit na místech, kde byla provedena holoseč, než na místech, která utrpěla po přirozeném narušení. Strukturální zadržení v době těžby je viditelně důležité v modelech plánování podle disturbančních režimů. Strukturní dědictví udržuje druhy a procesy, které poskytují mladá přirozená stanoviště s charakteristikami funkční a kompoziční diverzity a vede k úspěšnějším lesům (Franklin, J., 2002).

Možnosti uplatnění ekologického lesnictví v ČR

Praktické uplatnění ekologického lesnictví v hospodářských lesích, jejichž primární funkcí je produkce dříví, pravděpodobně není možné, alespoň ne ve větší míře, a to z ekonomických důvodů. Principy ekologické lesnictví lze v České republice uplatnit především v zásahových zónách lesů zvláštního určení a to jen v takové míře, která se slučuje se zákonem danými možnostmi hospodaření.

V uplatnění konkrétních postupů je vždy třeba brát v potaz místní přírodní podmínky, konkrétní režim přirozených disturbancí a biologické dědictví, které disturbance přináší. Konkrétní postupy se mohou značně lišit.

V chráněných oblastech je při hospodářských zásazích třeba ohledy na jednotlivé předměty ochrany přírody a jakékoliv zásahy jim podřídit. Také je nutné vždy postupovat v mezích zákona. Přechod z tradičního způsobu hospodaření na ekologický může být komplikovaný dlouhodobý proces a je

potřeba vždy zvážit cíle, kterých chceme dosáhnout a způsoby jakými jich lze dosáhnout.

V konkrétních případech zpravidla nebude možné okamžité uplatnění všech tří definovaných principů ekologického lesnictví, ale pro funkčnost ekologického systému hospodaření je nutné se jim co nejvíce přiblížit a snažit se je plně uplatnit v co největší míře a nejkratší možné době. Tomuto procesu by měly předcházet studie zaměřené na dynamiku konkrétních porostů, zjištění typu, intenzity a frekvence opakování disturbancí a následného vývoje porostu. Je možné vytyčit zkusné plochy pro porovnání vlivu konkrétních zásahů.

Problémy, které je nutné v rámci českého lesnictví primárně řešit jsou z ekologického hlediska nevhodné těžební metody, pozměněná druhová skladba v rámci geografické polohy, dále homogenní druhové, věkové a strukturální složení lesů a s tím související nevhodné hospodaření s mrtvým dřevem. Aplikování metod ekologického lesnictví by v mnoha případech bylo řešením pro všechny tyto problémy (Svoboda, M., 2011).

Respektování přirozené lesní dynamiky vede dlouhodobě k příznivějším výsledkům a to jak z biologického, tak ekonomického hlediska. V České republice jsou často využívány metody hospodaření, které nerespektují přirozenou dynamiku lesa a jsou tudíž z ekologického pohledu nevhodné. Mezi takové metody patří například holosečná těžba a následné vyklizování. Vytváření holých sečí je často drastickým nepřirozeným zásahem do lesního ekosystému. Starší studie někdy holosečný způsob těžby přirovnávají k silným velkoplošným disturbancím. Novější studie prokázaly, že holoseče nelze považovat za ekvivalenty přirozených disturbancí a to z důvodu biologického dědictví v různých formách, které přirozené disturbance přináší. Jako ekologičtější ekvivalent holosečné těžby se ve světě využívá metoda tzv. green-tree retention (GTR). Tato metoda je založena na ponechání několika vybraných živých stojících stromů na stanovištích, která jsou jinak kompletně vytěžena. Metoda GTR má přímé i nepřímé kladné důsledky pro biodiverzitu, kromě toho v regenerujícím se porostu mají později stromy důležitou funkci vytváření mrtvého a tlejícího dřeva. Holosečný způsob těžby lze za určitých podmínek plně nahradit metodou GTR (Rosenthal, R., Lothmus, A., 2008).

Pozměněná druhová skladba úzce souvisí se zakládáním stejnověkých smrkových monokultur. Tento způsob hospodaření s sebou nese spoustu negativních dopadů na životní prostředí a biodiverzitu. Smrkové monokultury negativně předvářejí strukturu půdy, jsou náchylnější na biotické i abiotické disturbance. Smrkové porosty se rozšiřují i do oblastí, kde se smrk přirozeně nevyskytuje. Nejsou to však jen smrkové monokultury, kterých se týká problematika pozměněné druhové skladby. Řešení tohoto problému je dlouhodobá záležitost, navíc je třeba jej řešit komplexně a na více úrovních.

Tato problematika úzce souvisí s lesní zvěří, která působí velké škody a je v mnoha případech limitujícím faktorem obnovy lesa, tudíž i aspektem, který přímo ovlivňuje druhovou skladbu. V českých lesích chybí velké šelmy, které by přirozenou cestou regulovaly počty zvěře. Dalším problémem týkajícím se zvěře je omezená možnost hospodaření kvůli zákonem daným nárokům na úživnost porostu (Svoboda, M., 2011).

Tento problém tudíž nelze nárazově řešit. Uplatněním principů ekologického lesnictví je možné pomalu dosáhnout přirozenějších lesů.

Jako příklad lze uvést porosty, ve kterých dominují smrky, které jsou často napadány lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*). Gradace lýkožrouta nastává většinou po jiné disturbanci, která zásadně poškodí porost, například vichřice, jelikož je to sekundární parazit, který napadá oslabené nebo poškozené stromy. Takové poškozené porosty jsou pak většinou zpracovány asanačními zásahy a následně znovu zalesňovány. Z pohledu ekologického lesnictví by například stačilo v rozpadlém porostu plochu pouze zalesnit. V tomto případě je ovšem nutné dbát na ochranu sousedních porostů před lýkožroutem. Asanační zásahy, kterými jsou z porostu odstraňovány poškozené stromy, vedou ke vzniku nepřirozených podmínek. Podle některých studií dokonce ohrožují sousední porosty vytvářením porostních stěn (Svoboda, M., 2011).

Konkrétní příklad přináší studie, ve které jsou porovnávány dvě plochy porostu zasaženého kůrovcem. První plocha byla zpracována asanačními zásahy, napadené stromy byly vytěženy a spolu s ležícími stromy odvezeny. Druhá plocha byla ponechána bez zásahů přirozené regeneraci. Na ploše, která byla ponechána bez zásahů se dobře zmlazoval smrk (*Picea abies*), jeřáb (*Sorbus aucuparia*) a místy buk (*Fagus sylvatica*). Na ošetřené ploše bylo

zmlazení smrku a jeřábu výrazně nižší, ale objevily se zde pionýrské druhy jako například vrba (*Salix aurita*), osika (*Populus tremula*) a bříza (*Betula pendula*). Byla zjištěna závislost smrkové regenerace na stanovištních podmínkách. Nejvíce se smrk regeneroval na stanovištích s množstvím tlejícího dřeva a smrkového opadu. Výsledky potvrdily, že původní druhy dřevin horských smrkových lesů se regenerovaly lépe na ploše, která byla ponechána bez zásahů. Z výsledků vyplývá, že kůrovcová kalamita nevede k úplné ztrátě lesů, ale naopak by mohla dokonce být považována za nástroj pro obnovení jejich přirozené povahy (Jonášová, M., Prach, K., 2004).

Hospodaření s mrtvým dřevem je problematika, která se týká přímo ovlivnění biodiverzity a přírodních podmínek. Mrtvé tlející dřevo v lesích chybí jaké biologické dědictví. Absencí mrtvého dřeva je půda ochuzena o potřebné živiny. Obnažení půdy vede k extrémním podmínkám, například k výkyvům teplot a k erozi. Většinou je struktura půdy narušena i prostředky lesnické mechanizace. Ponechávání mrtvého dřeva v porostech je proto pro zachování přirozených podmínek a biodiverzity klíčové.

Pro biodiverzitu je podstatnější diverzita mrtvého dřeva než jeho množství, proto je jedním z nejdůležitějších aspektů hospodaření s mrtvým dřevem podpora diverzity pěstovaných druhů stromů. Základním opatřením je pokud možno ponechat všechny stojící souše větších dimenzí a zachovat veškeré stávající ležící kmeny.

Podle studie certifikované metodiky Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích (Bače, R., Svoboda, M., 2014) je klíčovým opatřením ke zvýšení množství mrtvého dřeva v hospodářských porostech ponechání skupiny stromů k dožití. Tyto stromy postupně dospějí až do fáze mrtvého tlejícího dřeva. Skupiny by se měly nacházet na okrajích obnovovaných ploch, v místě trvale vyššího osvětlení a trvalé otevřenosti prostředí tak, aby se minimalizovala ztráta na produkci a kvalitě následných porostů na obnovované ploše. Přednostně by měly být ponechávány nejstarší nejsilnější stromy, nejlépe tzv. biotopové stromy. Jsou to stromy nesoucí množství mikrostanovišť vhodných pro specifické druhy, například stromy s dutinami, skulinami pod kůrou, silnými odumřelými větvemi. Stromy o velkých průměrech jsou vhodnější, protože mají stabilnější teplotu a vlhkost a trvá delší dobu než se rozloží. S tloušťkou přímo úměrně roste tloušťka kůry. Jeden mrtvý ležící kmen

s velkým průměrem nelze nahradit několika kmeny o menším průměru, protože velké množství druhů nemůže žít na kmenech, jejichž tloušťka je pod určitou hodnotou. Faktor tloušťky je jedním z nejvýznamnějších, stejně jako je mezi všemi kvalitativními vlastnostmi mrtvého dřeva jednou z nejvýznamnějších vlastností druh dřeviny. Při rozhodování, který druh dřeviny ponechat se vždy vybírají druhy, které jsou na stanovišti původní, i když se v obnovovaném místě a okolních porostech vyskytují vzácněji. V nižších polohách je pro biodiverzitu stěžejním faktorem kvalita mrtvého dřeva. Ve výše položených oblastech se už doporučuje ponechávat alespoň 20 m³ mrtvého dřeva na hektar (Gossner et al. 2013b in Bače, R., Svoboda, M., 2014). Doporučuje se ponechat co nejsilnější dimenze ležících kmenů a zároveň s tím umožnit přirozený vývoj většího zastoupení mrtvého dřeva v pokročilejších fázích rozkladu.

Další důležité úpravy se týkají porostních okrajů. Porostní okraje mají charakteristické vlastnosti a strukturu. Určení tloušťky a atributů porostních okrajů je klíčové pro lesnické hospodaření i pro ochranu přírody. Porostní okraje jsou totiž velmi důležité nejen pro zvýšení biodiverzity, ale především pro stabilitu lesních porostů, jelikož je chrání před abiotickými disturbancemi, například vichřicemi.

Pro zvýšení biodiverzity je vhodné vytvoření bezzásahových vnějších porostních okrajů o šířce 8 m. Tyto okraje mají špatné vlastnosti z hlediska produkce a zároveň vlastnosti výhodné pro zachování biodiverzity, jako je přítomnost velkých stromů s možností stát se stojícími mrtvými kusy dřeva a husté keřové patro. Hustota přirozeného zmlazení je v porostních okrajích vyšší než ve vnitřních lesích, stejně jako hustota keřového patra. Vzdálenost od porostního okraje má výrazný negativní efekt na zakmenění, objem stojících stromů a štíhlostní kvocient. Okraje lesa v temperátních břehových lesích mohou být vhodnými kandidáty jako referenční oblasti pro zachování biodiverzity v lesním hospodářství (Šálek, L., Zahradník, D., Marušák, R., Jeřábková, L., Merganič, J., 2013).

Závěr

Principy ekologického lesnictví nelze vždy jednoznačně rozlišit a uplatnit. Různé typy porostů jsou charakterizovány různými typy dynamik, místní přírodní podmínky jsou také rozdílné. Druhy, rozsah a frekvence disturbancí se v širokém spektru mění. To vše mění konkrétní aplikovatelné praktiky a metody hospodaření. Základním prvkem ekologického lesnictví je zachování a rozvíjení biologické diverzity. Jednotlivé druhy organismů mají rozdílné nároky. Tento fakt také značně ovlivňuje uplatitelnost hospodářských zásahů.

Teorie ekologického lesnictví stojí na třech základních principech, je to zachování biologického dědictví přirozených disturbancí, rozmanitější zásahy, které zachovávají nebo vytvářejí heterogenitu a ponechat porostu dostatečný čas na obnovu.

Zachování biologického dědictví přirozených disturbancí přímo ovlivňuje biodiverzitu, strukturální a kompoziční vlastnosti porostu a má velký vliv na následný vývoj porostu. Rozmanitější zásahy, které zachovávají nebo vytvářejí heterogenitu, je nutné zakomponovat do hospodářského plánování. Strukturální a kompoziční heterogenita je základní vlastnost přirozených lesů. Cílem ekologického lesnictví je vytvoření různověkého smíšeného lesa, který obsahuje prvky, jako jsou například stojící souše, mrtvé ležící kmeny a tlející dřevo.

Ponechat porostu dostatečný čas na obnovu znamená zajistit dostatečně dlouhou dobu pro regeneraci mezi jednotlivými těžebními zásahy z důvodu umožnění rozvoje požadovaných komplexních struktur. Obnovní doba v porostech, kde se hospodaří ekologicky může být podstatně delší než v porostech s běžným způsobem hospodaření, ve kterých jsou pro časování těžebních zásahů uvažována především ekonomická kritéria a růstové faktory. V ekologickém lesnictví je hlavním kritériem míra vývoje.

V celém světě nejsou známy žádné případy, ve kterých by postupy ekologického lesnictví byly jednoznačně dodržovány. Důraz na ekologickou funkci lesa je čím dál více kladen při vytváření hospodářských plánů po celém světě. Studie ze Švédska, Kanady a USA to potvrzují. Byly vytvořeny modely ekologického lesního hospodaření, které byly úspěšně prakticky aplikovány,

například ASIO model uplatněný v oblasti Stjärnsund ve Švédsku. Některé tyto modely lze upravit, tak aby bylo jejich využití možné i v České republice. Pro uplatnění konkrétních postupů je vždy nutné znát místní přírodní podmínky, konkrétní režim přirozených disturbancí a vliv biologického dědictví, které disturbance přináší.

Z ekonomických důvodů nelze metody ekologického lesnictví ve větší míře uplatňovat v hospodářských lesích České republiky. Jejich aplikace je možná především v zásahových zónách lesů zvláštního určení a to jen do zákonem dané míry. Je třeba podřídit lesnické zásahy konkrétním předmětům ochrany přírody v jednotlivých oblastech. Proces přechodu z tradičního způsobu hospodaření na ekologický může být komplikovaný a dlouhodobý a je potřeba vždy zvážit cíle, kterých chceme dosáhnout a způsoby jakými jich lze dosáhnout. Aplikace principů ekologického lesnictví by vyřešila mnoho zásadních problémů v rámci českého lesnictví. Respektování přirozené lesní dynamiky vede dlouhodobě k příznivějším výsledkům a to jak z biologického, tak ekonomického hlediska.

V této práci nebyly navrženy konkrétní postupy pro ekologické hospodaření, protože jejich určení vyžaduje rozsáhlejší studie. Byly zde nastíněny možné úpravy, které by vedly ke zvýšení ekologických aspektů lesních ekosystémů. Tyto zásahy je vždy nutné pro konkrétní porosty upravit.

Tato konkrétní opatření zahrnují:

- Nahrazení holosečného způsobu těžby ekologicky modifikovanými způsoby, například metodou GTR (green-tree retention).
- Zakládat věkově a druhově heterogenní porosty, nepěstovat smrkové monokultury.
- Zanášet původní dřeviny do porostů, snažit se o navrácení přirozené povahy lesů.
- Vyvarovat se zásahů, které nemají větší význam, naopak z pohledu ekologického i ekonomického jsou negativní, například asanační zásahy.
- Uplatnit doporučené zásady pro hospodaření s mrtvým dřevem.
- Vytvořit bezzásahové porostní okraje.

Přestože stav lesnictví se v současné době ještě zcela neblíží principům přírodě blízkého hospodářství, i drobné a postupné změny mohou být v dlouhodobém měřítku významné pro zachování a obnovu biodiverzity.

Seznam literatury a použitých zdrojů

- Angelstam, P., Kuuluvainen, T., 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures - a European perspective. *Ecol. Bull.* 51, 117–136.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Paolo, M., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* 132, 39–50.
- Franklin, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155, 399–423.
- Götmark, F., 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *For. Ecol. Manage.* 306, 292–307.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F., 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *Bioscience* 62, 633–645.
- Lindenmayer, D., Franklin, J., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131, 433–445.
- Lorimer, C., 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *For. Ecol. Manage.* 185, 41–64.

- Müller, J., Büttler, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 129, 981–992.
- Nagel, T. A., Svoboda, M., Kobal, M., 2014. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecol. Appl.* 24, 663–79.
- Seymour, R.S., Hunter, M.L.J., 1999. Principles of ecological forestry, In: Hunter, M.L.J. *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 22–61.
- Lehnert, W., Bassler, C., Brandl, R., Burton, P.J, Muller, J., 2012. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *Journal for Nature Conservation* 21, 97– 104.
- Johnson, K.N., Franklin, J.F., 2013. Recommendations for Future Implementation of Ecological Forestry Projects on BLM Western Oregon Forests. 1-45.
- Franklin, J.F., Mitchell, R.J., Palik, B.J., 2007. Natural Disturbance and Stand Development Principles for Ecological Forestry. Gen. Tech. Rep. NRS-19. 1-44.
- Emmer, I.M., Fanta, J., Kobus, A.T., Kooijman, A., Sevink, J., 1997. Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountain forests - an example from the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Biodiversity and Conservation* 7. 229-247.
- Fries, C., Carlsson, M., Dahlin, B., Lämås, T., Sallnäs, O., 1998. A review of conceptual landscape planning models for multiobjective forestry in Sweden. *Can. J. For. Res.* 28. 159–167.
- Rosenvald, R., Lořhmus, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255. 1–15.
- Svoboda, M., 2011. Problematika managementu lesů v národních parcích – co je nutno změnit a jak? Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2010.
- Bače, R., Svoboda, M., 2014. Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Praha.

- 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. 15–27.
- Šálek, L., Zahradník, D., Marušák, R., Jeřábková, L., Merganič, J., 2013. Forest edges in managed riparian forests in the eastern part of the Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 305. 1–10.