

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta lesnická a dřevařská**

**Katedra ekologie lesa**



**Bakalářská práce**

**Principy ekologického lesnictví a možnosti uplatnění v ČR**

Autor: Jakub Brichta

Obor: BLES

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

Praha 2016

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jakub Brichta

Lesnictví

Název práce

Principy ekologického lesnictví a možnosti uplatnění v ČR

Název anglicky

Principles of ecological forestry and possible applications in Czech republic

---

### 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.
- 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., 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.
- 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.
- 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 19. 04. 2016

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Principy ekologického lesnictví a možnosti uplatnění v ČR“ vypracoval samostatně pod vedením Ing. Vojtěcha Čady, Ph.D. a použil prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Jsem si vědom, 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:

Podpis:

#### Poděkování:

Děkuji především Ing. Vojtěchu Čadovi, Ph.D. za jeho odborné rady a připomínky, kterých rozhodně nebylo málo. Dík patří také Ing. Lubomíru Šálkovi, Ph.D., který mi poskytoval konzultace, ačkoli jej k tomuto nevázála žádná povinnost. V neposlední řadě bych rád poděkoval Ing. Milanu Košuličovi ml. za jeho profesionální přístup při odpovídání na mé dotazy. Všem výše zmiňovaným navíc patří dík za uplatňování myšlenek, které jsou přínosné jak pro společnost lesníků, tak i pro společnost veřejnou. Jelikož jsem tuto práci konzultoval se spolužáky z oboru, děkuji i jim za kolegiální chování.

# **Principy ekologického lesnictví a možnosti uplatnění v ČR**

## **Principles of ecological forestry and possible applications in Czech republic**

### **Abstrakt**

Tato bakalářská práce se zabývá principy ekologického lesnictví, a zároveň možnostmi uplatnění těchto procesů v ČR. Ve velké míře se také zaměřuje na přírodní disturbance, jejichž využívání je základním kamenem ekologického lesnictví. Zejména pak na disturbance malých rozsahů, které pomáhají utvářet heterogenní ekosystém prostřednictvím mrtvého dřeva a prosluněných částí porostu. Přírodní disturbance jsou součástí všech principů ekologického lesnictví a bez jejich přítomnosti ve větším rozsahu, nemůžeme o hospodaření mluvit jako o ekologickém. Tato narušení ovlivňují množství biologického dědictví, průběh přirozené sukcese, ale také samotné vytváření různorodé rostlinné i živočišné mozaiky ekosystému. Jelikož se názory na přírodní disturbance a uplatňování přirozených procesů obecně ve větší míře různí, je zde velký prostor pro další zkoumání této problematiky. Proto je studium režimu disturbancí, a tedy i studium přirozených ekosystémů jedním z vědeckých fenoménů současnosti.

**Klíčová slova:** Přirozený rozsah variability lesa, režim disturbancí, biologické dědictví, sukcese, přírodě blízké lesnictví.

## **Abstract**

This bachelor thesis deals with the principles of ecological forestry, and also with its possible use in the Czech Republic. To a large extent, the thesis also focuses on natural disturbances, which use is the cornerstone of ecological forestry. I focus specially on small-scale disturbances that help to create heterogeneous ecosystem through dead wood accumulation and sun exposition. Natural disturbances are part of the principles of ecological forestry and without their presence to a greater extent: we can not talk about forest management being ecological. Disturbance affect the amount of biological legacies, the course of natural succession, but also the actual diverse mosaic of plant and animal communities. As there are diverse opinions on natural disturbances and application of natural processes in forests, there are many issues that need further examination. Therefore, the research of the forest natural disturbance regimes falls among the crucial present scientific challenges.

**Key words:** Natural range of forest variability, disturbance regime, biological legacy, succession, close to nature forestry.

1. ÚVOD .....	9
2. <b>EKOLOGICKÉ LESNICTVÍ</b> .....	10
2.1.1. Definice ekologické lesnictví.....	10
2.1.2. Lesnictví klasické (produkční) a lesnictví ekologické (přírodě blízké)..	12
2.2. Přirozené procesy a dynamika lesních ekosystémů .....	17
2.2.1. Přírodní disturbance jako přirozené procesy a jejich role v lesních ekosystémech.....	18
2.2.1.1. Abiotické disturbance .....	20
2.2.1.2. Biotické disturbance .....	20
2.2.1.3. Intenzita disturbancí .....	21
2.2.2. Vývojové cykly přírodních lesů.....	23
2.2.2.1. Velký vývojový cyklus.....	23
2.2.2.2. Malý vývojový cyklus .....	24
2.3. Old-growth forest .....	24
3. <b>PRINCIPY EKOLOGICKÉHO LESNICTVÍ</b> .....	25
3.1. 3 principy ekologického lesnictví .....	25
3.1.1. Biologické dědictví .....	27
3.1.2. Mortalita stromů a heterogenní ekosystém.....	29
3.1.2.1. Mortalita v důsledku kompetice .....	30
3.1.2.2. Mortalita v důsledku disturbance .....	31
3.1.3. Možnost zotavení po disturbanci cestou přirozené sukcese lesa .....	34
4. <b>APLIKACE EKOLOGICKÉHO LESNICTVÍ</b> .....	39
4.1. Dosavadní zkušenosti s praktikováním ekologického lesnictví.....	39
4.2. Uplatnění v ČR.....	43
5. <b>ZÁVĚR</b> .....	47
6. <b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</b> .....	48



## 1. ÚVOD

Les jako ekosystém je jedním z vůbec nejpřirozenějších prostředí na Zemi (KOLIBÁČ A JELÍNEK 2011), v České Republice s téměř 34% lesnatostí (MZe,ČR 2015) je tomu zrovna tak. Lesní ekosystém je dějištěm mnoha procesů, ať už růstu rostlin nebo životních projevů živočichů, jakož i biochemických vazeb na toto prostředí. Nevhodné zacházení s lesem je jednou z příčin špatného stavu lesů u nás. I když lesnictví v poslední době prochází rozsáhlými ideovými proměnami, které se naopak stav lesa snaží stabilizovat, stále těchto proměn není mnoho (JONÁŠOVÁ 2013). Les je silně ovlivňován člověkem již po dlouhou historii, a proto samozřejmě není možné docílit jeho naprosto přirozené podoby. Nicméně se tomuto stavu lze alespoň přiblížit.

Při výběru bakalářské práce jsem se nejprve zamyslel nad tím, o čem má smysl psát a zároveň, co není obecně diskutované téma. Vybral jsem si tedy literární rešerši o principech ekologického lesnictví, a to právě proto, abych se pokusil shrnout myšlenky lesníků, kteří se tímto způsobem hospodaření zabývají. Mým zájmem, jakožto studenta tedy bylo – psát o kompromisu mezi ekologickou a ekonomickou stránkou věci. Myslím, že nalézání těchto kompromisů je jedním z hlavních úkolů dnešního lesníka. Společnost samozřejmě stojí na pilířích ekonomiky, ale půda, do které jsou ony pilíře zasazeny, představuje přírodní dědictví. A proto by snaha o co nejvyšší využívání přírodních procesů tvořících širokou diverzitu, měla být prioritou, a to nejen pro lesníky v ČR.

Cílem této práce bylo shrnout principy ekologického lesnictví, popsat jeho principy v lesích mírného pásma (v zahraničí) a navrhnout možnosti uplatnění podobných principů v ČR. Jelikož ekologické lesnictví využívá zejména přírodních disturbancí, jedním z mých cílů se stalo i jejich stručné popsání.

## 2. EKOLOGICKÉ LESNICTVÍ

### 2.1.1. Definice ekologické lesnictví

EVANS (2006) pojednává o tom, že lesnictví a ekologie byly vždy protkány, ačkoli lesnická praxe předcházela prvnímu použití termínu „ekologie“ alespoň o jedno století. Lesnictví by nemohlo fungovat bez studia a pochopení přírodních ekosystémů, což je často nazýváno „aplikovaná ekologie“. Například první lesnická učebnice ve Spojených státech měla titulky: „Základy pěstování lesů na ekologické bázi“. Přestože ekologie byla pro lesnictví důležitá už od svého vzniku, původ specifické fráze „ekologické lesnictví“, není jasný.

Jelikož je ekologické lesnictví poměrně mladým způsobem hospodaření v lesích, nenalézá zaběhnuté konkrétní definice (SEYMOUR A HUNTER 1999), nicméně o něm existují pojednání od různých autorů, ať už zahraničních, píšících o ekologickém lesnictví, tak i českým, kteří znají lesnictví přírodě blízké, jenž má mnoho podobností s ekologickým lesnictvím, a proto lze při studii ekologického lesnictví využívat i těchto pramenů.

Pojem „ekologické lesnictví“ vznikl v USA kolem roku 1980, kdy vrcholil spor mezi lesnickou a vědeckou komunitou ohledně tradičního (produkčního) přístupu k lesnictví. V roce 1989 publikoval Jerry Franklin článek, ve kterém zastával „nové lesnictví“ a jeho aplikaci v amerických národních lesích. Na základě toho byli americkými lesníky přizváni vědci, kteří navrhli nový způsob hospodaření, ke kterému se přistupuje zejména ekologicky (SEYMOUR A HUNTER 1999).

EVANS (2006) například říká, že ekologické lesnictví je nyní mnoha lesníky považováno za dobrý způsob hospodaření, nicméně je nazýváno mnoha jmény. Proto je možné, že se tímto způsobem hospodaření řídí více lesníků, a to nejen v Americe, pouze mají svůj specifický výraz.

V jedné ze základních prací o tomto směru FRANKLIN A KOL. (2007) mluví o ekologickém lesnictví jako o managementu lesa, který je prováděn v rámci mezi daných přirozeným režimem disturbancí. Hlavním předpokladem je, že původní druhy v lesním ekosystému se vyvinuly za přítomnosti přirozeného režimu disturbancí. Z tohoto důvodu využití těchto poměrů v plné šíři v rámci managementu lesa je nejlepším řešením pro ochranu biodiverzity (viz kapitola 2.2.2). SEYMOUR A HUNTER (1999) píše, že to, co odlišuje ekologické lesnictví, je především kladení

velkého důrazu na přírodní zákonitosti a procesy: porozumění jim, hospodaření v harmonii s těmito procesy a zachování jejich integrity. A to i v případě, kdy se toto počínání stává finančně nevhodné. Ekologické lesnictví je tedy takové hospodaření, které ve velké míře využívá přirozených procesů, a to především přírodních disturbancí a jeho hlavním úkolem je ochrana biodiverzity (MITCHELL A KOL. 2009).

Podobné ekologickému lesnictví je lesnictví přírodě blízké. Jedná se o hospodaření s maximálním možným zapojením přírodních tvořivých sil, mechanismů a jejich napodobování (KOLIBÁČ A JELÍNEK 2011). Dále zdůrazňují, že se zde využívá přirozené obnovy, dřevinných zbytků a minimalizují se holoseče, nicméně nemluví o zásadním vlivu disturbancí a ponechání částí lesa na dožití, který je stěžejní pro biodiverzitu.

Existuje mnoho dalších frází, které jsou podobné, ba dokonce i totožné jako ekologické lesnictví:

„Konzervativní lesnictví“ – takové lesnictví, které sdružuje biologické, sociální i ekonomické faktory v mezích hospodaření (MINCKLER 1974), „Ekosystémový management“ – je založený na požadavcích lesního ekosystému (CLARK A KOL. 1991), „Ekologicky založené lesnictví“ – jehož podstatou je pochopení dynamiky lesa a působení disturbancí, a na základě toho také zahrnování nových pěstebních přístupů v lesnictví (KOTAR 2004).

Ačkoli obnova lesních ekosystémů nemusí zahrnovat odstranění dřeva z lesa, může poskytovat i další služby ekosystému ku prospěchu lidí, jako je pitná voda, proto „Ozdravná ekologie“, „Ekologická obnova“, „Ekologická obnova lesů“ (EVANS 2006).

Všechny tyto pojmy jsou součástí koncepčního rozvoje ekologického lesnictví.

Ekologizace hospodaření, čili snaha také o zavádění principů ekologického lesnictví, neznamená návrat k přírodnímu lesu, ale cestu k optimálnímu stavu lesa hospodářského, který je pouze blízký lesu přírodnímu a představuje jeho suboptimální stav (VACEK A PODRÁZSKÝ 2006). ČAPEK (1994) vysvětluje „ekologizaci hospodářství“ jako ekologicky orientované lesní hospodářství, které usiluje o maximální možné a účelné využívání přírodních sil a biologické automatizace

omezováním vkladů přídatných energií do biologického procesu lesní výroby, využíváním přírodních zákonitostí, které jsou obsahem autekologie a synekologie.

### **2.1.2. Lesnictví klasické (produkční) a lesnictví ekologické (přírodě blízké)**

Jestliže chceme porovnávat ekologické a tradiční lesnictví, je třeba si uvědomit, že se v obou případech jedná o hospodářské lesy, stejně jako o ekologickém lesnictví píše KOŠULIČ (2010): „*Jde o strategii hospodaření v lesích, kde les je chápán jako ekosystém a je optimálně využíváno přírodních sil a ekologických zákonů tak, že les může trvale plnit žádoucí funkce.*“ Takto lze charakterizovat ekologické lesnictví i lesnictví přírodě blízké. Autor dle svých publikací mezi ekologickým a přírodě blízkým lesnictvím nevidí příliš velký rozdíl. Mezi ony žádoucí funkce KOŠULIČ (2010) řadí: ochranu prostředí, zdravotní a rekreační efekty, ale také produkci dřeva. Podle tohoto vysvětlení je tedy zřejmé, že se nejedná o prales, ale o les, který je obhospodařovaný s co největší snahou využívat přírodních zdrojů a procesů. Tento způsob může být výhodný i po ekonomické stránce, jelikož například náklady na práci při výchově jsou minimální.

Pro účely porovnání klasického (produkčního) a ekologické lesnictví, můžeme ekologické a přírodě blízké lesnictví brát jako synonyma, i když SEYMOUR A HUNTER (1999) mezi aspekty ekologického lesnictví řadí i výraznou snahu o ochranu biodiverzity prostřednictvím přirozených disturbancí, například KOŠULIČ (2010) v definici výše zmíněné ochrany biodiverzity takovýmto způsobem nezmiňuje.

Při porovnávání klasického a ekologického hospodaření (*tab.č.1*) je důležité objektivně vyhodnocovat dané aspekty a též žádné neopomíjet. Od lesa, který si klade za cíl výhradně produkci, se les obhospodařovaný ekologicky liší především možností vyššího zapojení přírodních procesů.

*Tab.č.1: Porovnání aspektů v závislosti na dvou rozdílných přístupech lesnictví klasického (produkčního) a ekologického (přírodě blízkého) lesnictví (Ulbrichová 2010):*

<b>Lesy</b>	<b>Klasické (produkční)</b>	<b>Ekologické (přírodě blízké)</b>
<b>Hlavní faktor změn</b>	člověk	přírodní procesy
<b>Struktura stromového patra</b>	chudší	bohatší věková a prostorová
		prostorová vertikální
<b>Prostupnost porostu</b>	vyšší	nižší
<b>Struktura druhová (dřevin)</b>	chudší, v závislosti na „užitečnosti“ a ekonom. výhodnosti dřevin	bohatší, v závislosti na daném stanovišti, více keřové vegetace
<b>Biodiverzita (obecně)</b>	nižší	vyšší
	chybí druhy vázané na řídkce se vyskytující druhy dřevin a na mrtvé dřevo, druhy vyžadující delší vývoj a pomalejší změny prostředí	
	mohou se objevovat synantropní druhy	
<b>Mrtvé dřevo</b>	nižší, cca kolem 7m3/ha	vyšší, až do cca 300 m3/ha
<b>Genotypová variabilita</b>	nižší (ve většině případů umělá výsadba)	vyšší, původní ekotypy
<b>Přizpůsobení</b>	v závislosti na původu porostu	vyšší
<b>Přirozená konkurence</b>	nižší, konkurenci ovlivňuje člověk	vyšší konkurence dřevin
<b>Střídání generací</b>	vyšší	nižší
<b>Živinová bilance</b>	nevyrovnaná, stálý odběr ze stanoviště	vyrovnaná
<b>Stav půd</b>	při antropogenním ovlivnění acidifikace	umožňující dlouhodobou existenci
	možnost ztrát živin, mechanické utužení	
<b>Stabilita vzhledem k narušení</b>	nižší	vyšší

Na základě tabulky můžeme soudit, jaké výhody a nevýhody plynou při uplatňování ekologicky orientovaných hospodaření. Nejprve je důležité stanovit si náš záměr, v případě ekologického lesnictví je to zejména ochrana biodiverzity.

Struktura stromového patra je v případě ekologického lesnictví pestrá, a to ve škále prostorové i věkové, což je důležitým faktorem pro biodiverzitu v ekosystému (FRANKLIN A KOL. 2007). Díky přirozené sukcesi nalzáme v ekologicky obhospodařovaném lese větší počet druhů dřevin, především pak keřové porosty, které mohou poskytovat útočiště mnoha živočichům, jako jsou například některé druhy pavouků (MACHAČ 2014). Jedním ze základních rozdílů mezi klasickým a ekologickým přístupem k hospodaření je ponechávání mrtvého dřeva na stanovišti (viz kap.3.1.1). Při aplikaci ekologického lesnictví není ekosystém o tlející dřevo ochuzován, zatímco produkční hospodaření v lesích toto neumožňuje a množství mrtvého dřeva je mnohonásobně nižší (KJUČUKOV A KOL. 2014). Přítomnost mrtvého dřeva pozitivně ovlivňuje i živinovou bilanci lesního ekosystému (FRANKLIN A KOL. 2012).

Chceme-li nalézt výhodu ekonomického charakteru, je jí beze sporu vyšší stabilita vzhledem k narušení a následné přizpůsobení na rušivé faktory (JONÁŠOVÁ 2001). Další finančně příznivý faktor budiž přirozená obnova na stanovišti, což popisuje KOLIBÁČ A JELÍNEK (2011) ve tvrzení, že pokud se nám podaří zajistit umělou obnovu například smrkového nebo bukového porostu, pak oproti umělé obnově ušetříme značnou částku peněz (tab.č.2).

**Tab.č.2:** Náklady a počty jedinců na obnovované ploše v závislosti na umělé nebo přirozené obnově. (AOPK ČR 2011)

Porost	Obnova umělá		Obnova přirozená	
	zalesnění	ks*/ha	zalesnění	ks*/ha
bukový	113 200 Kč	9,5 tis.	<b>0 Kč</b>	100-1000 tis.
smrkový	56 250 Kč	4,5 tis.	<b>0 Kč</b>	1mil.

Na (obr.č.1) lze sledovat výsledek ekologického lesnictví jako klimaxový porost jedlovce západního (*Tsuga heterophylla*), kde je porost rozdělen do několika etází a vytváří se zde vysoké kvalitní kmeny, jenž právě díky rozmanité porostní struktuře dosahují takovýchto dimenzí. Takový les, podobající se struktuře „old-grow forests“ (viz.kap.2.3) je stanoviště vhodný a někdy téměř nepostradatelný pro mnohé živočichy a celkovou biodiverzitu lesního ekosystému (KOMONEN A KOL. 2000).



**Obr.č.1:** Klimaxový porost jedlovce západního (*Tsuga heterophylla*) Olympic National Park, Clallam County, Washington. Foto: Karl F. Wenger, 1993

Zatímco zde (*obr.č.2*) se jedná o smrkovou monokulturu, která nevznikla přírodním zmlazením a byla intenzivně vychovávána člověkem. Na této lokalitě v podrostu úplně chybí budoucí generace lesa, což po případné holoseči může vést znovu ke stejnověkému porostu, a tudíž i ke stagnaci nepestře biodiverzity. Ačkoli právě toto zde bylo pravděpodobně záměrem lesního hospodáře.



**Obr.č.2:** *Smrková monokultura, České Švýcarsko. Foto: Václav Sojka, 2011*

Doposud nejvyužívanější, ekonomicky příznivý, holosečný způsob hospodaření v kombinaci s umělou obnovou lesa produkuje stejnověké a většinou také druhově chudé, nejčastěji jednoetážové lesní porosty, při jejichž zakládání nebyly příliš respektovány přírodní poměry. Zásadní slabinou tohoto hospodaření je fakt, že se najednou a skokově zcela mění charakter prostředí na relativně velkých plochách a tak dochází k přerušení kontinuity trvání lesního prostředí. Takto vzniklé porosty jsou méně schopné odolávat působení nepříznivých vlivů (mají sníženou ekologickou stabilitu), např. větru, hmyzím škůdcům, houbovým onemocněním, a jsou předurčeny ke vzniku významných škod (KOLIBÁČ A JELÍNEK 2011). Vznik významných škod a ekonomická příznivost si tedy protičeí.



## 2.2. Přirozené procesy a dynamika lesních ekosystémů

Dynamika lesního ekosystému je změna četností druhů, věkové a prostorové struktury organismů v čase (WATT 1947). Přírodní společenstva jsou různorodá a disturbance jsou nástrojem časové a prostorové různorodosti ve struktuře a dynamice přírodních společenstev, a také hlavním faktorem přirozeného evolučního vývoje ekosystémů (VACEK A KOL. 2007).

Život jedince, ekosystému i celé krajiny podléhá neustálým změnám. Tyto změny jsou vyvolány příčinami vnitřními (stárnutí, růst a hromadění biomasy) a / nebo vnějšími (choroba, vichřice, apod.) (MATĚJKA 2013). Tuto teorii potvrzuje i JANDA A KOL. (2010) ve tvrzení, že dynamika a struktura porostů je řízena vnitřními a vnějšími silami. Mezi vnitřní síly můžeme zařadit konkurenci jednotlivých druhů a genetickou proměnlivost, naopak jako vnější sílu možno uvést disturbance a klimatické nebo stanovištní faktory.

Jak je tedy patrné, strukturu lesa ovlivňují vnější síly v podobě disturbancí (tedy událostí v čase, jež mění složení ekosystému) (viz.kap.2.2.2.), ale také regenerace porostu, konkurence a následná mortalita stromových jedinců (viz.kap.3.1.2.) (LINGUA A KOL 2011).

Nejvyšším společným cílem lesního hospodářství a ochrany přírody je zejména zachování lesního biomu, bez něhož nelze realizovat mimoprodukční funkce ani funkce produkční, a zároveň také ani biocentrické požadavky ochrany lesních biotopů, společenstev a druhů organismů. Vedle významu takto chápané autoregulace se začíná uznávat i autonomní dynamika lesních ekosystémů. A právě takové myšlení je patrné u nejlepších lesních hospodářů. Snahy o zakonzervování určitého stavu lesa jsou tak postupně nahrazovány snahou o ochranu spontánní dynamiky lesa. Takto chápaná ochrana se pak vztahuje k celé škále sukcesních podob lesa (VACEK A KOL. 2007). Potlačováním přirozených procesů v dynamice lesního ekosystému a odstraňováním přirozených biomů značně poškozujeme biodiverzitu ekosystému (MÖNKKÖNEN 1998). Čím větší plochu původního biomu odstraníme, tím méně druhů se nám podaří zachovat.

### **2.2.1. Přírodní disturbance jako přirozené procesy a jejich role v lesních ekosystémech**

Při vymezení toho, co je ekologické lesnictví, je třeba porozumět pojmu „disturbance“. Vysvětlit to, co disturbance doopravdy jsou, se stalo velkou výzvou pro všechny ty, kteří se toto téma pokoušeli řešit (RISSER 1987).

Tato narušení jsou události v čase, při kterých dochází k odstranění živočišných nebo rostlinných organismů, které jsou poté nahrazovány novými organismy stejného nebo různého druhu, ale také dochází ke změnám zdrojů, dostupnosti substrátů a fyzického prostředí (WHITE A PICKET 1985). Přisun světla a tepla, množství mrtvého dřeva nejrozličnějších forem i narušení svrchní vrstvy půdy jsou dědictvím disturbance, které nabízí biotopy různým druhům rostlin a živočichů (JONÁŠOVÁ 2013). Disturbance jsou hybnou silou dynamiky lesních ekosystémů a lesy by měly být dobře přizpůsobeny jejich přirozeným režimům. Nicméně v důsledku klimatických změn se očekává, že frekvence disturbance se v budoucnu v mnoha oblastech zvýší (SEIDL A KOL. 2013).

*„Disturbance jsou hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů na světě. Stávající všeobecně přijímané vědecké názory zdůrazňují dynamiku a nerovnováhu ekologických systémů, v nichž přírodní disturbance nejsou ničím cizorodým.“ (Svoboda 2008)*

PUPLETT (2012) píše o tom, že naše lesy mají cykly, které fungují po staletí nebo dokonce tisíciletí, a přírodní jevy, které jsou zdánlivě destruktivní, mohou paradoxně vdechnout život a zdraví do ekosystému. Lesníci používají disturbance k podporování vývojových procesů a začleňují je do hospodaření jako pěstební opatření. Začlenění disturbance ve větší míře do lesnické praxe je základem pro ekologické lesnictví (FRANKLIN A KOL. 2007). Přírodní disturbance hrají klíčovou roli v dynamice lesního ekosystému a jsou důležitými faktory pro jeho trvalou udržitelnost (ERNANDES A KOL. 2010). Dá se také říci, že jsou faktorem, který silně ovlivňuje kompoziční a strukturální změny ekosystému (KOTAR 2004).

Tyto přirozené procesy často bývají potřebné a v lesním ekosystému jsou nevyhnutelné, a to navzdory snahám lidí o to, aby se jim zabránilo. Malé i velkoplošné

lesní požáry, hmyzí kalamity, větrné vichřice, onemocnění, se budou v lesích objevovat stále, nicméně v mnoha lesích byla jejich frekvence a síla změněna. Velkoplošné disturbance budou pravděpodobně stále pokračovat, jelikož obecně jejich vliv člověk není schopen potlačit. K menším poruchám bude docházet také, ale v hospodářských lesích se jejich frekvence postupně snížila. Mezi přírodní disturbance samozřejmě patří i znečištěné ovzduší, zvěř a v posledních letech také zrychlená změna klimatu. Nejspolehlivější základ, na kterém znovu vytvořit a udržovat předešlý stav lesa je pochopit ekologickou roli minulých přírodních režimů v lesích a pokusit se napodobit tyto účinky prostřednictvím kombinace samovolných přírodních a řízených narušování (KIMMINS 2003).

Oproti teoriím, které popisují disturbance výhradně jako pozitivní přirozené procesy, vysvětluje SCHELHAAS (2003), a poté i TURBÉ A KOL. (2012) tato narušení jako poškození lesa, která mohou být způsobena biotickými nebo abiotickými činiteli, což má za následek odumírání nebo značnou ztrátu vitality, produktivity a ekonomické hodnoty stromů a dalších složek lesního ekosystému. Oba tito autoři hovoří o disturbancích vzhledem k jejich vlivu na hospodářské lesy, jelikož tyto události momentálně snižují ekonomickou hodnotu lesa.

Disturbance vznikají vlivem přírodních faktorů nebo antropogenní činností (SHORT A WYLLIE-ECHEVERRIA 2009). Pro účely studie ekologického lesnictví se tyto narušení vymezují pouze na přírodní disturbance (dále jen disturbance). Podle (GADGIL A BAIN 1999) se přírodní disturbance rozlišují do dvou skupin:

Abiotické (větrné kalamity, oheň, sucho, záplavy, atd.)

Biotické (hmyzí kalamity, okus a ohryz kopytníků, houbové nákazy, atd.)

### 2.2.1.1. Abiotické disturbance

Mezi nejdůležitější abiotické disturbance patří zejména větrné kalamity. Vichřice díky silnému proudění vzduchu působí narušování porostu v podobě rozvrácení stromového patra, a tedy změnu struktury porostu (JONES A BOWLES 2012). Mohou se pohybovat od malých narušení až po velké vichřice (PETERSON 2000). Dopady větrných disturbancí na porost korelují s rychlostí větru, tvarem porostního reliéfu a zranitelností porostu (ARÉVALO A KOL. 2000). Úloha maloplošných větrných disturbancí, ale také menších tornád v ekosystému, je často přehlížena, a to navzdory tomu, že tyto narušení po sobě zanechají veškerou biomasu, jako jsou poškozené, vyvrácené, ale také stojící stromy (FOSTER A KOL. 1998). Jak píše například KJUČUKOV A KOL. (2014), tyto stromy v pozdějším stadiu mrtvého dřeva jako biologické dědictví mohou napomoci k nové struktuře lesa, která bývá častokrát vhodnější nežli struktura předešlá.

Další důležité abiotické disturbance jsou lesní požáry, tedy narušení způsobené ohněm. Tyto události mohou být zapříčiněny například úderem blesku nebo samovznícením při vysokých teplotách (DROSSEL A SCHWABL 1992). Lesní požáry můžeme dělit takto: podzemní, pozemní a korunové (VRÁNOVÁ 2013). V mnoha případech pozemní požáry dávají vzniknout novému podrostu, při předpokladu, že je zde zachována schopnost regenerace (CORACE A KOL. 2010). V případě korunových požárů v menším rozsahu, se jedná o narušení, která jsou schopna vytvořit prosluněná místa v porostu a umožnit tak vitálnější vývoj podrostu (FRANKLIN A KOL. 2010).

### 2.2.1.2. Biotické disturbance

Biotické disturbance jsou v největší míře způsobovány hmyzími škůdci, ačkoli častá narušování způsobuje i zvěř nebo houbové nákazy. Působení hmyzu lze zařadit do tří kategorií, a sice: hmyz vyskytující se v lýku dřevin – podčeleď kůrovců (*Scolytidae*), živící se dřevem – kam řadíme řád brouků (*Coleoptera*) a hmyz poškozující asimilační aparáty dřevin, jako například čeleď bekyňovitých (*Lymantriidae*) (FRELICH 2002). **Lýkožrout smrkový** (*Ips typographus*) patří mezi nejvýznamnější biotické činitele na smrku, a to především pro schopnost exponenciálního množení v příhodných podmínkách (KINDLMAN A KOL. 2012). Velikost jeho těla dosahuje 4,5-5,5mm. Při

normálních podmínkách, tedy nikoli za kalamitního stavu, napadá stromy oslabené, a to například vinou předešlé větrné kalamity, pakliže dojde k přemnožení lýkožrouta, napadá i stromy zdravé (WERMELINGER 2004). Pro lýkožrouta jsou typické cyklické gradace – náhlé vzestupy populačních hustot proložené obdobími, kdy je jeho početnost relativně malá (KINDLMAN A KOL. 2012). Tento kůrovec by měl plnit roli selekčního faktoru proti přestárlým nebo oslabeným stromům v porostu a napomáhat tak vývoji nové generace dřevin v podrostu (CHRISTIANSEN 1987). Nicméně díky častému monokulturnímu dřevinnému složení lesů dochází mnohdy k velkým kalamitním stavům, kdy kůrovec smrkový (*Ips typographus*) napadá i stromy zdravé. Lidé se často domnívají, že vliv hmyzích narušení může za snižování biodiverzity nebo za půdní erozi v uschlém porostu. V současnosti je však dostatek poznatků, které potvrzují opak této myšlenky (JONÁŠOVÁ 2013).

Tyto tři typy disturbancí se neliší pouze ve způsobu, kterým na ekosystém působí, ale také v tom, jaký vliv mají na mnoho dalších faktorů, jako například semenná banka nebo reakce konkurenční vegetace (KOTAR 2004).

### 2.2.1.3. Intenzita disturbancí

Nejen, že je důležitý typ narušení (požár, vichřice, hmyzí kalamita, apod.), ale stejně tak intenzita a frekvence (KOTAR 2004). Dle intenzity dělíme disturbance do 3 kategorií (FRELICH 2002):

1. Disturbance slabých sil – slabé disturbance, jež narušují jednotlivé stromy nebo malé skupinky stromů. Může k nim docházet například úderem blesku, loupáním zvěří nebo vichřicí o malé síle (PALIK A PEDERSON 1996), (viz kap.: 3.1.2.2).
2. Středně silné disturbance – způsobují rozvrácení celého stromového patra nebo podrostu. Rozvrácením těchto pater tedy může docházet k regulaci porostní struktury. Příkladem budiž orkán Kyrill z roku 2007, který se silně projevil na desítkách km<sup>2</sup> lesů, ale nepoškodil podrost (KOLEJKA A KOL. 2008).
3. Silné disturbance – jsou takové, které zapříčiňují rozvrácení porostu na velkých plochách a zasahují jak stromové patro, tak patro podrostu. Často jsou způsobeny pozemním nebo korunovým požárem (THONICKE A KOL. 2001).

V mírném pásu Evropy je významným typem disturbance lesů vítr, stejně tak významným narušením těchto lesů se stal lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), který větrné disturbance často doprovází. Dále se v těchto podmínkách objevují disturbance v podobě ohně, laviny, hub, atd. Do skupiny narušení lze zařadit také odumírání vlivem stárí (JANDA A KOL. 2010). Tyto fakta potvrzuje i SVOBODA (2008), který kvalifikuje vítr a hmyz jako jedny z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují dynamiku smrkových lesů ve střední Evropě. SCHELHAAS (2003) procentuelně rozdělil přírodní disturbance v Evropě v období 1950-2000 takto: 53% narušení bylo způsobeno větrem, 16% požáry (většina případů z jižní Evropy), 3% sněhové laviny a jiná poškození sněhem a 5% ostatní abiotické disturbance. Biotická narušení zaujímala 16%, z čehož 8% zapříčinil kůrovec. Zbýlých 7% jako kombinace abiotických a biotických disturbance.

Na (obr.č.3) je možné sledovat přirozenou obnovu smrku po kůrovcové kalamitě v Šumavském národním parku.



**Obr.č.3:** Přirozená obnova smrku. Šumavský národní park

Foto: Miroslav Svoboda

**„Přírodní disturbance skutečně nejsou žádnou ekologickou katastrofou, ale důležitým ekologickým procesem“ (Košulič 2008).**

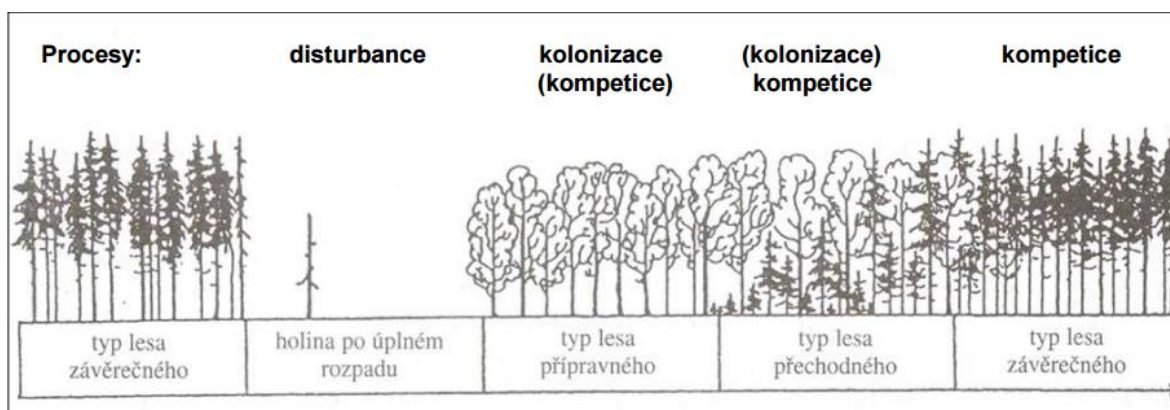
## 2.2.2. Vývojové cykly přírodních lesů

VACEK A KOL. (2007) tvrdí, že pro hodnocení změn dřevinného prostoru přírodního lesa má zásadní význam existence dvou vývojových cyklů lesa, a sice velkého vývojového cyklu a malého vývojového cyklu lesa. S tím, že velký vývojový cyklus je charakterizován zejména sekundární sukcesí, která probíhá na větších plochách (řádově v hektarech) a v časových rozpětích desetiletí. Kdežto malý vývojový cyklus probíhá v rámci klimaxu, a to na desítkách arů v časových periodách staletí.

### 2.2.2.1. Velký vývojový cyklus

K velkému vývojovému cyklu (*obr.č.4*) dochází za přítomnosti sekundární sukcese, která se vyznačuje rostlinným osidlováním volných ploch zbavených souvislého porostu velkými nebo malými disturbancemi (METZL A KOŠULIČ 2006).

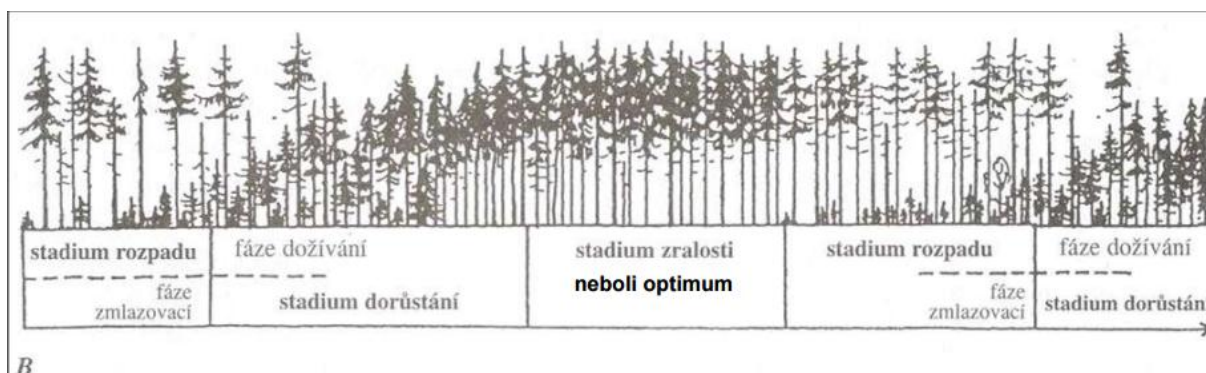
Sekundární sukcese začíná šířením pionýrských dřevin, jako je bříza, olše, topol, vrba nebo borovice. Tím se na volném stanovišti formuje přípravný les. V podmínkách přípravného lesa se v zástinu uchycují stinnější dlouhověké dřeviny lesa závěrečného, které postupně vytlačují pionýrské dřeviny v typu lesa přechodného, který je tedy složený z pionýrských a klimaxových dřevin zároveň. Když z prostoru ustoupí pionýrské dřeviny a nahradí je dřeviny klimaxové, lze mluvit o stadiu lesa závěrečného. Tímto se velký vývojový cyklus uzavírá, a po rozpadu lesa závěrečného může znovu započít (VACEK A KOL. 2007).



**Obr.č.4:** Postupná podoba lesa ve velkém vývojovém cyklu (Vacek a kol. 2007).

### 2.2.2.2. Malý vývojový cyklus

KOŠULIČ (2008) popisuje malý vývojový cyklus (*obr.č.5*) jako vývojový model, který se odehrává v rámci klimaxu jako normální vývoj maloplošnou výměnou stadií a fází bez výrazných narušení, a to v těchto fázích: dorůstání, zralosti, rozpadu. Naopak VACEK A KOL. (2007) tyto fáze popisuje takto: stádium rozpadu (fáze obnovy), fáze dožívání (stadium dorůstání) a stadium optima. KOŠULIČ (2008) také říká, že tyto fáze a stadia probíhají vedle i pod porostem, a proto pak les tvoří pestrou maloplošnou mozaiku jednotlivých stadií, hloučků, skupinek a skupin, až malých porostů do cca 0,5 ha. Pakliže dojde k disturbanci a les je tedy rozvrácen, nalézáme se ve velkém vývojovém cyklu.



**Obr.č.5:** Postupná podoba lesa v malém vývojovém cyklu (Vacek a kol. 2007)

### 2.3. Old-growth forest

Při studii ekologického lesnictví se často setkáváme s termínem: „old-growth“, proto je nutné si tento pojem definovat.

„Old-growth forests“ jsou takové lesy, kde převažují dospělé a odumírající stromy, a při růstových fázích je tedy v podrostu přítomno tlející dřevo nebo stojící odumřelé kmeny, které ve svých dutinách například vytvářejí útočiště mnoha živočichům (ANONYMUS 2004). Že takový stav lesa můžeme chápat jako poslední fázi vývoje přirozeného lesního ekosystému, tedy lesa minimálně obhospodařovaného, píše MARTIN A GOWER (1996). Důležitou roli „old-growth“ v lesních ekosystémech zdůrazňuje také KOMONEN A KOL. (2000), který navíc tvrdí, že odstraňování těchto



lesů má často za následek vyhynutí rostlinných nebo živočišných druhů, a to především malých populací.



**Obr.č.6:** Old-growth porost borovice smolné v Itasca State Park, Minnesota. Foto: Dave Hansen, 2002

### **3. PRINCIPY EKOLOGICKÉHO LESNICTVÍ**

#### **3.1. 3 principy ekologického lesnictví**

Ekologické lesnictví se obecně zakládá na několika principech, které vznikaly s ohledem na dlouhodobý výzkum režimů disturbancí lesního ekosystému a jeho následné regenerace (SEYMOUR A HUNTER 1999).

*„Nedostatečné pochopení dynamiky přirozených disturbancí nebo příliš zjednodušující uplatňování těchto znalostí, může vést k takovým lesním strukturám, které se nachází daleko za hranicí rozsahu jejich přirozené variability.“ (Kuuluvainen 2002)* A proto je nutné si nastínit principy, kterými se lze řídit ku prospěchu lesního ekosystému.

Podle EVANSE (2006) základní principy ekologického lesnictví zahrnují:

1. **Porozumění významu biologického dědictví**, vzniklého v ekosystému po dané disturbanci a jeho zahrnutí do systému hospodaření, a to především při nahodilých a úmyslných těžbách.
2. **Rozpoznání významu procesů vytváření heterogenního ekosystému po disturbanci** a mortality jednotlivých stromů a její roli při utváření různorodé stavby porostu.
3. **Rozpoznat význam regenerace porostu po disturbanci** (cestou přirozené sukcese) pro vývoj složitosti lesního ekosystému a uvažovat tyto poznatky při plánování zásahů.

Tuto podobu principů ekologického lesnictví ve své práci uvádí také FRANKLIN A KOL. (2007), kde tyto principy vytváří tzv. „three-legged stool“ (trojnohou stoličku).

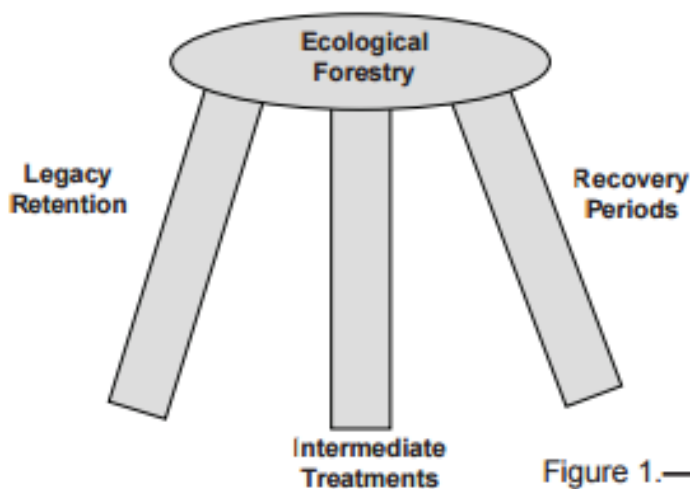


Figure 1.—The three-legged stool of ecological forestry.

*Obr.č.7: „Three-legged stool“ neboli trojnohá stolička spojující 3 základní principy ekologického lesnictví (Franklin a kol. 2007).*

Aby stolička účinně fungovala, každá noha musí přispět k držení sedátka (obr.č.7). Pakliže odstraníme jednu nohu, stolička bude stát dál, ale postupem času spadne. Odstraníme-li nohy dvě, spadne ještě dříve. Tato stolička je analogická k ekologickému lesnictví svojí logikou věci – opravdu uspět můžeme pouze za

předpokladu, že dodržíme všechny 3 principy: 1. Porozumět a zachovat biologické dědictví při těžbách, 2. Pomoci vytvářet nebo nechat se samovolně vytvářet různorodý (heterogenní) ekosystém, 3. Nechat plynout dobu regenerace porostu pomocí přirozené sukcese.

### **3.1.1. Biologické dědictví**

FRANKLIN A KOL. (2007) hovoří o tom, že biologické dědictví jako koncept vyplynul ze studií, které ukazují, že narušení, a dokonce i narušení tak intenzivní jako erupce Mount St. Helens - zřídka kdy vytvoří jednoduchou a homogenní strukturu ekosystému, kterou si můžeme představit jako monokulturu. I když disturbance mohou dramaticky narušit ekosystém a způsobovat mortalitu stromů, vytváří množství organické hmoty, která je dále spotřebována v přirozené obnově lesa. Velké množství zbytkové organické hmoty přetrvává v podobě mrtvých stojících stromů, ležících kmenů a další dřevinných zbytků na zemi, které poskytují důležité stanoviště pro organismy a mají další významné funkční role v ekosystému. Navíc mnoho stromů, sazenic a semen tak přežije intenzivní narušení.

V Lesnické práci KJUČUKOV A KOL. (2014) zdůrazňuje historii biologického dědictví ve tvrzení, že stovky milionů let veškerá biomasa v lesním ekosystému zůstávala, a to dalo vytvořit mnoha ekologickým vazbám, funkcím a adaptacím. Odběrem dřevní hmoty z lesů, je možnost tohoto vývoje velice omezena. Biologické dědictví hraje důležitou roli při reorganizaci a zotavování po disturbanci, kdy tlející dřevo působí jako hnojivo pro přirozenou obnovu ze semen, která zůstala na stanovišti nebo se díky rozvolnění porostu dostala na stanoviště větrem. Ale toto dřevo také významně ovlivňuje otázku biodiverzity lesního ekosystému (FRANKLIN A KOL. 2012).

Biologické dědictví je definováno jako: organismy, organické látky a biologicky vytvořené vzory, které přetrvávají od doby před narušením ekosystému do doby zotavování porostu po narušení (viz.tab.3). Biologické dědictví se vyskytuje v různých formách a hustotách v závislosti na povaze disturbance a ekosystému. Například uschlé stromové patro po kůrovcové kalamitě není mrtvý les, ale biologické dědictví, které je svým způsobem stadiem ve vývoji lesa (JONÁŠOVÁ 2001).

**Tab.č.3:** Kategorie biologického dědictví a jeho příklady, (Franklin a kol. 2007).

Kategorie b.dědictví	Příklady
Organismy:	pohlavně dospělé a zdravé stromy stromová reprodukce (semena a sazenice) části vegetativní reprodukce (např. kořeny) semenná banka keře, byliny, mechorosty dospělá a nedospělá zvířata a mikroby
Organická hmota:	jemné zbytky částicový materiál
Organicky odvozené struktury:	stojící mrtvé stromy ležící kmeny a další dřevnaté zbytky kořenové baly a díry po vyvrácených stromech
Organicky odvozené vzory:	půdní chemické, fyzikální a mikrobiální vlastnosti složení a rozložení lesního podrostu

Po přírodních disturbancích na rozdíl od holosečného hospodaření, na stanovištích zůstává určitá biologická hmota (biologické dědictví). FRANKLIN A KOL. (2002) tuto skutečnost zanesl do následující tabulky:

**Tab.č.4:** Konkrétní biologická dědictví s ohledem na rozdílná narušení, (Franklin a kol. 2002).

Biologické dědictví	Typy intenzivních narušení			
	požár	větrná kalamita	lýkožrout	Holoseč
stojící stromy	málo	málo	málo	vůbec
souše	často	běžně	běžně	vůbec
ležící klády	běžně	často	často	málo
regenerující stromové patro	mozaikovitě	ano	ano	variabilní
nepoškozená lesní půda	mozaikovitě	mozaikovitě	ano	variabilní

Z tabulky vyplývá fakt, že po přírodních narušeních je stanoviště zásobeno dřevní hmotou a stromové patro má tedy potenciál regenerovat. Oproti tomu při holoseči je veškerá dřevní hmota z místa těžby odvážena a ekosystém tak přichází o organické složky a především o důležitou podmínku výskytu organismů v lese žijících (PRIEWASSER 2012). Narušení půdy nelze obecně porovnat: přízemní požár půdu často poškozuje stejně jako těžké těžební technologie, nicméně požár ve stromové části porostu nemá příliš vliv na kvalitu půdy v prvopočátku narušení, podobně jako některé šetrné těžební technologie.

### **3.1.2. Mortalita stromů a heterogenní ekosystém**

Spravovat ekosystém tak, abychom udrželi nebo obnovovali heterogenitu, je druhou důležitou zásadou ekologického lesnictví. Nejlépe toho lze docílit přirozeným ředěním porostu pomocí většinou maloplošných disturbancí nebo napodobením tohoto procesu těžbou (FRANKLIN A KOL. 2007).

RISSER (1987) popisuje heterogenní ekosystém jako stanoviště skládající se z různých složek. KOVÁŘ (2014) uvádí, že **heterogenita** je kombinace narušovaných a nenarušovaných částí ekosystému. FRANKLIN A KOL. (2007) se domnívá, že role růstu stromů a jejich odumírání, konkurence a mortalita způsobená konkurencí a maloplošné disturbance, stojí v průběhu vývoje jako generátory složitosti a heterogenity struktury a složení lesního ekosystému.

Mortalita je proces, při kterém dochází k odumírání živé dřevní hmoty a vytváří se tak mrtvé dřevo společně s prosluněnými částmi porostu. K tomuto procesu může docházet přirozeně nebo antropogenní činností. Odumírat mohou části stromů, stromy nebo celé porosty. Přirozená mortalita je tedy tvůrcem mnoha aspektů „old-growth“ struktury (WIRTH A KOL. 2009).

FRANKLIN A KOL. (2007) rozlišuje mortalitu stromů na mortalitu v důsledku kompetice a mortalitu, na níž kompetice neměla zásadní vliv, ale vznikla po disturbanci.

### **3.1.2.1. Mortalita v důsledku kompetice**

FRANKLIN A KOL. (2007) popisuje kompetiční mortalitu jako přirozené ředění, které je výsledkem konkurenčního boje o světlo a půdní zdroje mezi stromy v porostech nebo skupinách jedinců. Ačkoli tuto mortalitu vnímáme jako kontinuální proces, může se dostavovat v pulzech v průběhu vývoje porostu. Jak stromy rostou a zvyšují své rozměry, využívají více prostoru a bojují o omezené zdroje. Tato úmrtnost uvolní prostor a zdroje pro podrost a umožní mu tak rychlého a energického vývoje do další periody konkurence, tento podrost se za ideálních podmínek skládá z vícero dřevin a umožňuje tedy heterogenní ekosystém. Typickým rysem konkurenčního ředění je, že stromy odumírají zdola: to znamená, že nejmenší nebo nejslabší stromy odumírají jako první, a dávají tak možnost vitálnějším a větším stromům využívat opuštěný prostor, a tudíž i zdroje. Výsledkem tohoto procesu je vývoj větších stromů, stejně jako některých velikostních variací v rámci porostu, zvláště pak když jsou přítomny dřeviny odlišných druhů a odlišných tolerancí na zastínění. Dalším logickým a navazujícím výsledkem budiž vytvoření mrtvého dřeva v podobě spadlých větví a tlejících kmenů, které ale obecně nevytváří příliš hodnotné stanoviště, a i v roli modifikátora mikroklimatu mají omezený vliv (*Obr.č.8*).



*Obr.č.8: Mrtvé dřevo jako výsledek kompetiční mortality v oblasti Cedar River Watershed, King County, Washington. Tento materiál je obvykle malých dimenzí, čili nemá dlouhé trvanlivosti a v důsledku toho není příliš hodnotný pro tamní ekosystém. Foto: James A. Lutz, 2007*

### **3.1.2.2. Mortalita v důsledku disturbance**

Mortalita stromů je zde umocněna disturbancí (*Obr.č.9*). Jednotlivý strom a malá mezera v porostu způsobená mortalitou se může v porostu objevovat a pravděpodobnost výskytu se zvyšuje s věkem porostu. To se po počátečním období růstu a kompetiční mortalitě stává obzvláště důležitým. Typické pro tuto mortalitu je, **že není přímo výsledkem konkurence**, třeba že vitalitu stromů konkurence potlačila a jsou tak náchylnější k některým disturbancím (FRANKLIN A KOL. 2007).



**Obr.č.9:** *Disturbance, která ovlivnila jeden strom v „old-growth“ lese.*

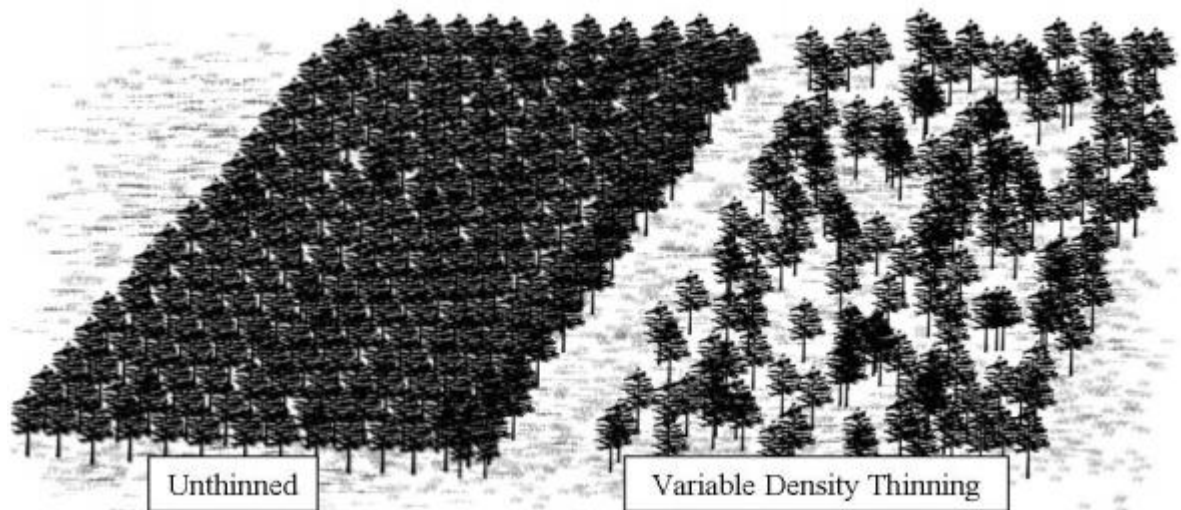
*Toumey Forest, East Lansing, Michigan, foto: Jerry Franklin, 2007*

PALIK A PEDERSON (1996) mezi činitele malých disturbancí řadí: kořenové hniloby, hmyz, vítr, poškození ledem a bleskem a povrchový požár, ačkoli hned několik z nich můžeme také s čistým svědomím zařadit do činitelů velkoplošných disturbancí. Mezi výsledky drobných disturbancí patří tvorba malých mezer v porostu a vytváření mrtvého dřeva, včetně stojících a ležících kmenů. Prosvětlení porostu lokálně zvýší dostupnost zdrojů a podobně jako u kompetiční mortality mohou tento prostor zaplnit sousední stromy nebo to může vést k novým stromovým jedincům i odlišné dřeviny, keřům a bylinám v podrostu. Čili se jedná o samovolnou stavbu heterogenního ekosystému (PARSONS A KOL. 1994).

FRANKLIN A KOL. (2002) uvádí, že disturbance malého rozsahu jsou základním rysem vývoje přírodního porostu a významně přispívají k rozvoji prostorové heterogenity a struktury porostu.

Na základě uvážení mortality stromů, jak z důvodu konkurence, tak vinou disturbance vytvořil FRANKLIN A KOL. (2007) model porostu VDT (variable density thinning), který by v přirozených podmínkách nastal (*Obr.č.10*).





**Obr.č.10:** *Neproředitý porost (vlevo) a porost proředitý drobnými disturbancemi (vpravo)*  
(Franklin a kol. 2007).

Z obrázku vyplývá, že v prořídleém porostu je mnohem větší prostorová variabilita, vedoucí k heterogenitě ekosystému. Jedny z výhod VDT budiž: lepší vývoj velkých stromů, příležitost pro uvolnění nebo založení podrostu nebo tvorba prostorově variabilních mikroklimatických a stanovištních podmínek.

Nechat disturbance vytvářet mezery v porostu (proředování) je nejdůležitější složkou tvorby různorodého ekosystému, nicméně podle (FRANKLIN A KOL. 2007) existují i další praktiky, kterými je možné porost cíleně usměrňovat pomocí lidské práce. U jedné skupiny z nich jsou stromy záměrně usmrcovány kácením nebo odkorňováním, a tedy vytváření mrtvého dřeva, ale také umístováním nálože v koruně stromu, což je analogické k poškození bleskem. Další variantou je řízený povrchový lesní požár, který má často zásluhu na lepší regeneraci podrostu v podobě přirozené obnovy, a s tím spojené heterogenity. Tento povrchový požár popisuje i CORACE A KOL. (2010), který upozorňuje i na negativní účinky cíleného požáru. Pakliže dojde ke špatnému použití povrchového požáru a zanikne tedy semenná banka, je možné umístit do porostu semena prokazatelně původních dřevin a tento problém eliminovat.

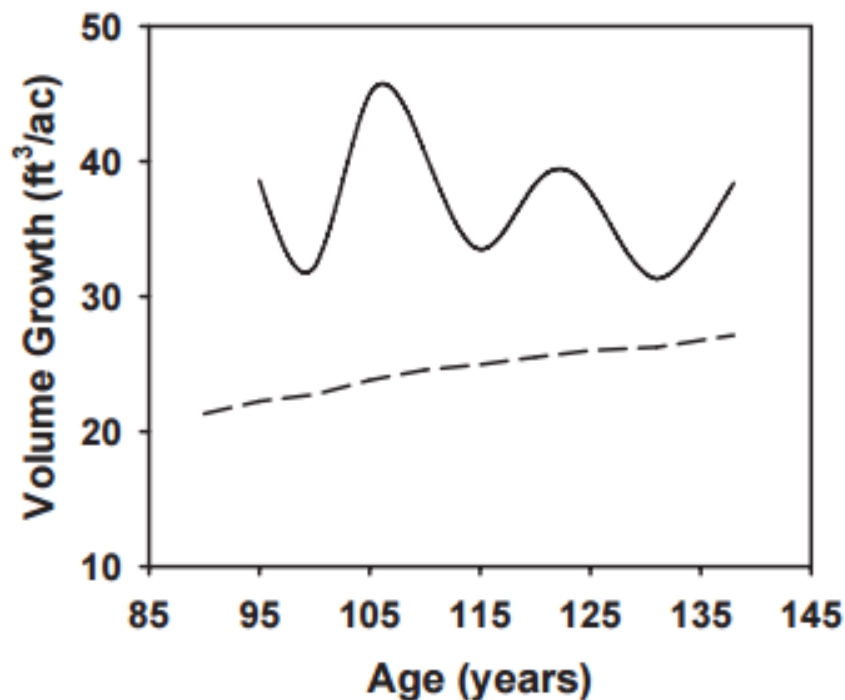
Maloplošné i velkoplošné rozředití porostu prostřednictvím mezer v porostu bývá hojně používáno pro ochranu a zvyšování biodiverzity v (CURTIS 1995).

### 3.1.3. Možnost zotavení po disturbanci cestou přirozené sukcese lesa

Třetím principem ekologického lesnictví je umožnit patřičnou dobu regenerace po disturbanci, a to v takové míře, aby se stihla vyvinout struktura ekosystému (FRANKLIN A KOL. 2007).

Regenerace ekosystému nastává po každé disturbanci, proto je také důležité umožnit tento proces narušení (MÍCHAL 1983). Rychlost vývoje konkrétních struktur a podmínky v ekosystému do značné míry určují délku regenerační periody (TAPPEINER 1997). Princip umožnění příslušné ekologické obnovy je diskutabilní problém, protože tato doba by většinou měla být mnohem delší než časová dotace, kterou limitují ekonomické faktory (FRANKLIN A KOL. 2007).

FRANKLIN A KOL. (2007) také tvrdí, že ekologické cíle s pěstováním větších a starších stromů nemusí být v rozporu s ekonomickými, jelikož častokrát dochází k vypěstování vysoce kvalitní kulatiny. Vysvětluje to na příkladu 740letého porostu borovice smolné (*Pinus resinosa*) na severu Minesoty, u kterého v důsledku pravidelného prořezávání docházelo ke zvyšování růstu (obr.č.11). V tomto porostu prořezávání začalo v 85. roce života a do budoucna lze předpokládat, že kvalita kulatiny se bude zvyšovat, stejně jako ekologická hodnota stanoviště s vyšším věkem stromových jedinců a vytvořením různorodého ekosystému.



*Obr.č.11: Objemová křivka přírůstu borovice smolné (Pinus resinosa). Porost byl postupem času proředěn 7x . Přerušovaná čára představuje průměrný roční přírůstek, plná čára jako roční přírůstek v periodách. Franklin a kol. 2007*

Režim disturbancí přímo ovlivňuje období zotavení po disturbancích. Podle FRELICHA (2002) je režim disturbancí popis charakteristických znaků narušování dané lesní krajiny: frekvence, síly a rozsahu disturbance. Pakliže v lese dojde k sérii ojedinělých disturbancí v krátkém časovém sledu a to tak, že jejich typ, frekvenci, sílu nebo rozsah nelze spojit s daným ekosystémem, tak tento režim není stabilní. Vzhledem k tomu, že změny v ekosystému jsou opravdu nevyhnutelné a protože mnoho požadovaných hodnot může být zachováno pouze za přítomnosti režimu disturbancí, stále více lesních hospodářů se hospodařením pomocí disturbancí a přirozené sukcese zabývá (KIMMINS 2003).

Že k regeneraci ekosystému dochází **prostřednictvím sukcese**, což je přirozená obměna rostlinných nebo živočišných druhů nebo jejich společenstev v čase, říká také MARTIN A GOWER (1996). Tito autoři dále upozorňují na to, že pokud chceme mluvit o sukcesy lesa, pak se tímto rozumí nahrazování druhu dřeviny nebo společenstva dřevin. Sukcese je možná nejstarší ekologický koncept, který se

vytvořil společně s ekologií jako samostatnou vědní disciplínou (PICKET A KOL. 2011).

KIMMINS (2003) popisuje ekologickou sukcesi jako proces vývoje ekosystému vyskytující se prakticky na všech typech prostředí na Zemi, pouze v závislosti na typu ekosystému se drobně odlišuje. BEDNAŘÍK (2014) rozděluje sukcesi na primární a sekundární. Primární sukcesi se rozumí takový vývoj, jehož počátek je na místě bez vegetačního krytu. Příkladem tohoto typu sukcese může být vývoj vegetace po erupci sopky Mount st. Helens v roce 1980 (*obr.č.12*).



**Obr.č.12:** Primární sukcese po erupci sopky Mount st. Helens.

*Foto: R. del Moral, 2012*

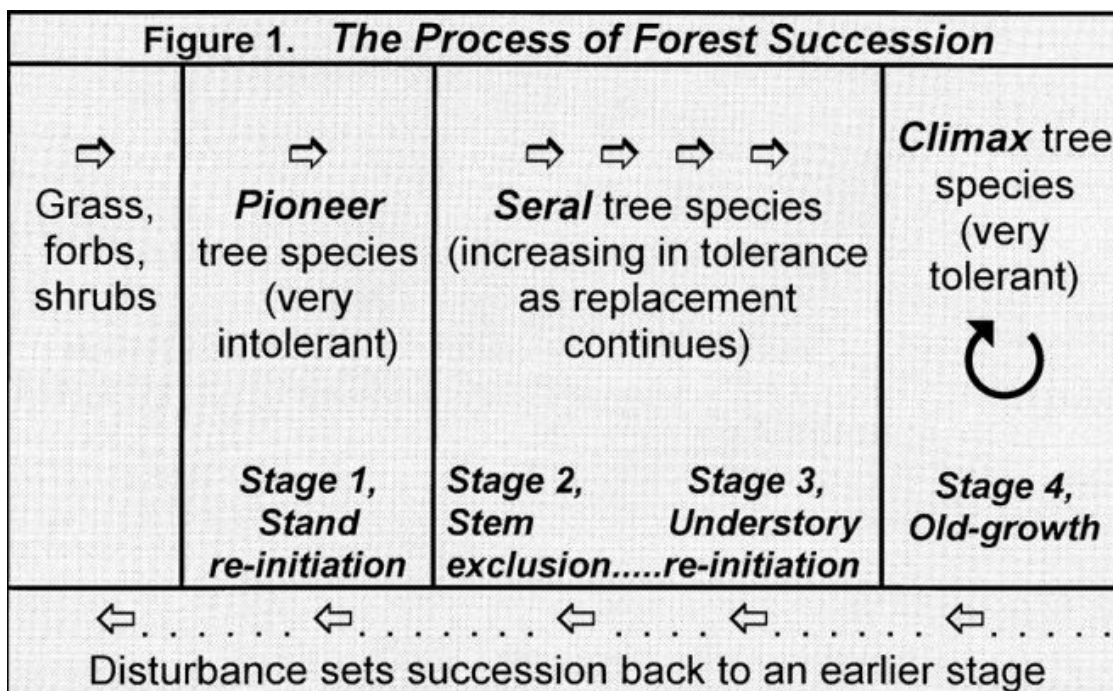
Jako sekundární sukcesy označujeme takovou přeměnu ekosystému, v jejíž oblasti působení jsou již přítomny rostlinné organismy, a to v rozvráceném lese, ale také na neobdělávané zemědělské půdě. Sekundární sukcese je v lesích nejčastěji navozena disturbancí (KIMMINS 2003). Kupříkladu sukcese po lesním požáru, který v roce 1988 zničil velkou část Yellowstonekého národního parku a nyní zde opět rostou stromy (*obr.č.13*).



**Obr.č.13:** Krajina Yellowstonského národního parku v sukcesní podobě 17 let od velkého lesního požáru. Foto: cK-12, 2005

Podle BEDNAŘÍKA (2014) konkrétní případy sukcesí, nazývané též sukcesní série, směřují k jednomu konečnému stadiu, které se nazývá klimax. Tento názor má už CLEMENTS (1916), který píše, že sukcese musí být považována za vývoj nebo životní historii klimaxového stádia. Pro účely ekologického lesnictví je třeba, aby tento klimax mohl přirozeně vznikat.

Shrnout to, co je sukcese, jakým způsobem funguje, a jak tedy probíhá regenerace porostu můžeme pomocí schématu (*obr.č.14*), kde MARTIN A GOWER (1996) popisuje celý tento proces až do fáze klimaxu.



**Obr.č.14:** Proces sukcese lesa. Stanoviště, na kterém je již přítomna tráva, byliny nebo keře, obsadí pionýrské dřeviny, ty vytvoří ideální podmínky pro dřeviny přechodné, což vede k vývoji klimaxových dřevin. Poslední fáze vývoje, tedy klimax, se postupem času a vlivem narušování rozpadá a celý proces se opakuje. (Martin a Gower 1996)

Oproti využití přirozené sukcese hospodářského lesa po disturbanci se ohrazuje VICENA (2014), který píše, že tvrzení o tom, že například po kůrovcové kalamitě vzniknou samovolně lesy lepší, druhově pestřejší a odolnější, vyplývají z romantických představ a nelze je ověřit.

## 4. APLIKACE EKOLOGICKÉHO LESNICTVÍ

### 4.1. Dosavadní zkušenosti s praktikováním ekologického lesnictví

SEYMOUR A HUNTER (1999) prosazují takový názor, že krajina by měla být rozdělena na několik částí, co do hospodaření s lesy. Tento koncept nazývají: „The landscape triad“. Jedna část lesů má být absolutně bezzásahová tvořící rezervace, nicméně to je podle SEYMOURA A HUNTERA (1999) obtížné aplikovat i dnes, jelikož spousta lesníků si stále myslí, že každý les lze zlepšit pěstebními zásahy stejně jako jeho biodiverzitu. Což může být pravda, ale vzhledem k naší biologické nevědomosti, je v mnoha případech lepší zásahy neprovádět. Je-li systém rezervací na svém místě, je třeba posoudit produkční potenciál nerezervovaných částí krajiny: tam, kde jsou nároky na produkci dřeva relativně nízké, může se bez problému uplatňovat ekologické lesnictví a všechny jeho principy. Pokud jsou však finanční požadavky vysoké, lesníci budou na produktivních lokalitách usilovat o plantážní způsob obnovy lesních porostů, oproti tomu se biologové a ochránci přírody snaží tyto plantáže usměrňovat tam, kde udělají nejmenší škodu. Pokud plantáže nejsou klíčovým faktorem poškozování krajinné biodiverzity, jejich existence je možná.

Principy ekologického lesnictví jsou uplatňovány již ve velké míře například v hospodářských lesích USA, kde se jedná zejména o zanechávání většího množství výstavek až skupin stromů při holosečných těžbách (*obr.č.15*). Tímto způsobem je možné zachovat prostorovou heterogenitu. Ponechávání živých stromů, suchých stojících a tlejících kmenů na zemi při velkoplošných těžbách je široce využívaný způsob, který je prvním krokem k zachování biologického dědictví (FRANKLIN A KOL. 2007). Tento způsob tedy může být v souladu s finanční výtěžností i kýženou biodiverzitou ekosystému, která je díky zanechávání biologického dědictví v podobě výstavek podporována. Les je tedy částečně zachován a organismy nepřicházejí v krátkém časovém úseku o celé stanoviště, a tak mohou dále přežívat.



**Obr.č.15:** Zachovávání stojících stromů při holoseči v Oregonu. Tento model tedy zahrnuje jak holosečnou těžbu, tak i biologické dědictví. Foto: Jerry Franklin, 2007

Další postupy jsou hojně realizovány ve skandinávských zemích. Cílem tohoto ekologického hospodaření je sladit obchodní podstatu lesů a biologickou rozmanitost tamních lesních ekosystémů. Tento management má za úkol udržovat životaschopné populace volně žijících druhů, ale také zároveň co největší možné množství využitelného dřeva pro obchod (MÖNKKÖNEN 1998). Podobně jako například SEYMOUR A HUNTER (1999) nebo FRANKLIN A KOL. (2007) se snaží zvyšovat biodiverzitu v co nejmenším rozporu s ekonomickou podstatou pěstování lesa.

MÖNKKÖNEN (1998) říká, že základními nástroji pro zachování nebo zvyšování biodiverzity může být: 1. napodobování režimů disturbancí, pomocí nichž se za 2. vyčlení areály trvalých nebo dočasných přírodních rezervací, a tak se za 3. zvýší rozptýlení živočišných a rostlinných organismů díky vytvoření těchto stanovištních koridorů. Jelikož Finsko a Švédsko čítá dohromady kolem 5 200 ohrožených druhů v červené knize a chráněné oblasti zde zaujímají pouze 5% krajiny, lesnictví je zde hlavní hrozbou pro tyto druhy. Navíc většina ohrožených druhů zde žije mimo tyto rezervace. A proto je velice důležité, jakým způsobem se hospodaří mimo rezervace a chráněná území. Produkce lesů v severských zemích je ekonomicky velice důležitá, to dokládá například 5% podíl z lesní produkce na



HDP Finska, kdežto u ostatních zemí Evropské unie se tento podíl pohybuje mezi 1-2% (GUILLAUME RAGONNAUD 2016).

Ve Skandinávii se tedy rozhodli uplatňovat kanadský model ASIO, tedy takový postup, kdy je využito strategického těžebního zásahu, který napodobuje přirozené procesy v lesním ekosystému, a to zejména narušení ohněm (BERGERON 2002). Tato disturbance připraví vhodné podmínky pro založení nového podrostu, odstraní stromové jedince ku prospěchu tohoto podrostu, ale často také napomůže fauně ekosystému (CORACE 2010). Cílová lesní plocha je zde rozdělena na několik částí, kde se uplatňují odlišné metody těžby v různých časových intervalech: podobně jako lesníci ve Finsku a Švédsku si například les můžeme rozdělit do 4 částí, kde u 3 částí napodobujeme pouze slabé disturbance prostřednictvím prořezávek a probírek v časových intervalech 200 let, zatímco na 4. části simulujeme několik intenzivních požárů v časovém období 100 let, a to holosečně. Tímto způsobem lze na krajinné úrovni dosáhnout strukturální rozrůzněnosti věkové i prostorové, obdobně jako při přirozeném režimu lesních požárů. V praxi lze tohoto způsobu na bázi ekologického lesnictví dosáhnout pouze za předpokladu úzké spolupráce ekologů a lesních hospodářů (MÖNKKÖNEN 1998).

Jedním z dalších postupů, kterými se lze řídit za účelem zachování a obnovování biodiverzity je záměrné šíření ohně v porostu. Konkrétní případ záměrného použití ohně popisuje CORACE A KOL. (2010), který píše o tom, že se ekologové z Seney National Wildlife Refuge, The Ohio State University a Central Michigan University spojili, aby zkoumali, jak lze principy ekologického lesnictví integrovat do managementu lesních ekosystémů. Podle „three legged stool“, jež uvádí FRANKLIN A KOL. (2007), se postupovalo i zde. Lesníci v oblasti Seney National Wildlife napodobovali přirozené disturbance pomocí řízeného pozemního ohně, po kterém následně vznikly porostní mezery, které se ukázaly být nezbytné pro biodiverzitu v této oblasti. Tímto způsobem se zde vysoce zvýšil výskyt malých hlodavců a v narušeném porostu našlo úkryt také několik druhů ptactva, jako například bartamie dlouhoocasá (*Bartramia longicauda*), kukačka černožobá (*Coccyzus erythrophthalmus*) nebo dlaskovec růžovoprstý (*Pheucticus ludovicianus*).

FRANKLIN A KOL. (2009) popisují způsob hospodaření na základě dvou kohort se zanecháním určitého biologického dědictví při co nejmenších vstupech

člověka do procesu při utváření lesního ekosystému (obr.č.16). Příkladem budiž smíšený porost borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) s novou kohortou borovic pod ní, po částečné těžbě v Great Lakes v Minesotě. Cílem je zde udržet populaci velkých dospělých borovic z ekologického, ale také ekonomického důvodu, jímž zde může být kýžená vysoká kvalita sortimentů, která se dostaví právě za podmínek takto rozrůzněného porostu. Navíc po vytěžení vhodných jedinců mýtního věku, les nezaniká a udržuje si stále svou strukturu, čímž výrazně podporuje diverzitu v ekosystému.



**Obr.č.16:** *Smíšený borový porost s podrostem listnatých pionýrských dřevin, Great Lakes, Minesota, Foto: Elizabeth Jacquain,2006*

PALIK A PEDERSON (1996) a poté i MÖNKKÖNEN (1998) upozorňují na to, že tyto postupy hospodaření v lesích nejsou v dnešní době využívány natolik, na kolik je třeba, a proto je nutné, aby se tímto zabývalo stále více studií.

## 4.2. Uplatnění v ČR

Ačkoli se v ČR ekonomická výtěžnost z lesů pohybuje mezi 1-2% hrubého domácího produktu (HDP) (VULHM 2014), tlak na produkci dřeva je velký. Můžeme zde tedy sledovat dva faktory, které jsou obecně považovány za protipóly, a sice ekologii a ekonomiku. V mnoha případech se společnost rozděluje na dvě skupiny, jež preferují jeden z těchto pólů. Dovolím si tvrdit, že takové počínání je pro lesnictví nežádoucí. Za účelem sladit ekologii s ekonomikou v takové míře, aby byly oba tyto faktory udržitelné, vznikaly postupem času hospodářské metody s přihlédnutím k ekologickým požadavkům ekosystémů (KOLIBÁČ A JELÍNEK 2011). Takové metody lze považovat za kompromisy mezi člověkem a přírodou.

Podle SEYMOURA A HUNTERA (1999) by měli být lesy rozděleny na části: 1. kde se hospodařit nebude vůbec (v ČR se jedná například o bezzásahové zóny NP), 2. lesy, ve kterých se hospodaří ekologicky a je zde výrazná mimoprodukční funkce (v ČR to mohou být: PP, PR, CHKO, ochranné lesy nebo lesy zvláštního určení, apod.), poslední částí lesů, tj. za 3. by měly být lesy čistě produkčního charakteru, které by splňovaly zejména roli ekonomickou. V našich podmínkách jsou sice lesy rozděleny obdobně, nicméně je zde stále velký prostor pro využívání přirozených procesů, a to zejména v lesích s výraznou mimoprodukční funkcí. Na tyto lesy bychom se tedy měli předně zaměřit a umožňovat v nich přirozeným procesům tvorbu prostorové, věkové i druhové heterogenity, a to v co největší míře. Jelikož si u těchto typů lesů klademe také cíle: ochrany přírody, vzdělávací, turistické, ozdravné apod., ekologické hospodaření by nemělo být v rozporu se zájmy tamních lesních hospodářů.

V hospodářských lesích s hlavním cílem co největší a nejkvalitnější možné produkce dřeva, je ovšem také možné využívat ekologických přístupů. Mezi tyto přístupy můžeme bezesporu zařadit například výběrný způsob hospodaření, který je díky vysoké kvalitě těžných sortimentů vítaným ekonomickým vstupem, ale prospívá také biodiverzitě v lesním ekosystému (KOŠULIČ 2010).

Nad rámec výběrného způsobu hospodaření, který je hojně provozován prakticky po celém světě, existují ještě další možnosti šetrnějšího nakládání s lesem za účelem zisku z těžby dřeva:

Ekologické lesnictví probíhá v hospodářském lese, nejedná se tedy pralesy. Tento způsob hospodaření se snaží využívat přirozených procesů v co největší míře, ať už jde o přirozenou obnovu, maloplošná narušování, apod.

Jelikož můžeme ekologické lesnictví pokládat za kompromis mezi produkčními a mimoprodukčními funkcemi lesa, je třeba nejprve si ujasnit, kde je v podmínkách ČR reálné o tomto způsobu hospodaření uvažovat. Prakticky bez střetu zájmů je možné ekologické lesnictví uplatňovat v lesích ochranných a v lesích zvláštního určení. U aplikace ekologického lesnictví v lese zvláštního určení, ať už se jedná například o les lázeňský nebo rekreační příměstské lesy, musíme ovšem dbát zvýšené pozornosti na bezpečnost, a to zejména kolem cest a piknikových ploch s důrazem na odumírající stromové patro.

Ekologické lesnictví patří mezi hospodářské způsoby využívání lesů, a proto jej zařazujeme i do lesů hospodářských v ČR. Je ovšem nutné umožnit zde co největší volnost přirozených procesů: zachování biologického dědictví, vývoj heterogenního ekosystému a umožnění samovolné regenerace porostu po disturbanci (která k ekologickému způsobu hospodaření neodmyslitelně patří) (FRANKLIN A KOL. 2007). Je jednoduché o možnostech aplikace ekologického lesnictví jen tak mluvit, nicméně navrhnout způsob, který by nebyl v hospodářských lesích ČR v konfliktu s ekonomickými zájmy, může být opravdu obtížným úkolem. Koneckonců zapojení ekologických procesů ve větší míře do hospodaření v ČR je během na dlouhou trať.

Jedním ze způsobů, jak lze plně vyhovět všem 3 principům ekologického lesnictví i v hospodářských lesích, může být ponechávání zón okrajů lesa bez těžebních zásahů (vyjma bezpečnostních opatření). O tomto pojednává ŠÁLEK A KOL. (2013), který poukazuje na důležitost těchto zón, a sice ve velikosti 8m od okraje lesa. Okrajové zóny lesa nejen že mají díky vysoké věkové rozrůzněnosti a vlivu mrtvého dřeva velký vliv na biodiverzitu, ale jejich přítomnost napomáhá také minimalizovat negativní účinky na lesní hospodářství (například poškození větrem nebo mrazem).

Další ze způsobů budiž zanechávání většího množství výstavek až skupin stromů na holosečích. Tímto způsobem je možné zvýšit prostorovou heterogenitu. Ponechávání živých stromů, suchých stojících a tlejících kmenů na zemi při velkoplošných těžbách je široce využívaný způsob, který je prvním krokem k zachování biologického

dědictví (FRANKLIN A KOL. 2007). Zanechávání většího množství výstavků může bez ekonomických ztrát fungovat také u cest (ovšem zde se zvýšenou pozorností na bezpečnost-odumírající stromové patro) a podél vodotečí, a to od malých toků po velké řeky. Ačkoliv se tento způsob zdá být takřka ideálním, zdaleka nedosahuje takových výsledků, které by lesnímu ekosystému dostačovaly. Z tohoto důvodu je třeba možnosti aplikace ekologického lesnictví spojovat dohromady. Například zanechávání okrajových zón lesa + ponechání části porostu v podobě stojících stromů a tlejícího dřeva po těžbě, by mohl být realizovatelný kompromis hospodaření v lesích. Navíc tak může fungovat migrace živočichů vázaných na starší stromy a tlející dřevo.

Zásadní pro aplikaci ekologického lesnictví jsou maloplošné disturbance, jejichž působení vytváří biologické dědictví a možnost regenerace porostu. V určitých případech nemusí být v konfliktu zájmů ani velkoplošná disturbance. Postupy využívané ve Švédsku a Finsku, a sice napodobování přírodních disturbance těžbou, můžeme uplatňovat i v našich hospodářských lesích. Jak píše například MÖNKKÖNEN (1998) – holoseč může být vhodným napodobením lesního požáru, což v kombinaci s probírkovou těžbou v sousedních porostech vytváří různorodou krajinnou mozaiku, která je vhodná zejména pro lesní biodiverzitu. Zde je ovšem třeba dbát na časové rozestupy mezi takto praktikovanými těžbami a nerealizovat je v krátkém časovém sledu (holoseč nejlépe vytvořit během 100leté periody).

Možnost uplatňování jedné ze zásad ekologického lesnictví, a sice přirozené obnovy, lze v mnoha porostech na velkém území ČR. Přirozená obnova se dostaví tehdy, jsou-li pro ni příhodné podmínky, a proto ji nelze aplikovat například na stanovišti, kde se nachází vysoká vrstva nadložního humusu. Využívání tohoto procesu ve větší míře, a to nejlépe v kombinaci s těžbou výběrových stromů nebo skupin stromů, by mohlo vést k větší biodiverzitě našich lesů, ale také k jejich odolnosti. Přirozená obnova je u nás již hojně využívána i na holosečích, nicméně tento způsob obnovy nalézá svá úskalí v zákoně, kde je například jasně stanovena doba pro zalesnění (2 roky) a zajištění (5 let) holoseče. Přirozená obnova se tedy musí dostavit do takové doby, aby záměr lesního hospodáře nebyl v rozporu se zákonem. Tlak na zvyšování těchto lhůt je ale značný, a proto lze do budoucna očekávat novelu zákona, a tedy i šanci pro větší využívání přirozené obnovy na holosečích. Vyhnout se těmto lhůtám lze

prostřednictvím podrostního způsobu hospodaření (obnovou pod porostem a následnou mýtní těžbou), po těžbě tak nevzniká bezlesí.

## 5. ZÁVĚR

Lidská společnost potřebuje produkci dřeva a pravděpodobně ji bude potřebovat i v budoucnu. Intenzivní těžba však narušuje lesní ekosystém. Existují ale možnosti, pomocí kterých lze hospodařit šetrněji. Zanecháváním biologického dědictví v krajině a jejím samovolným vývojem vedoucím k heterogenitě, a to prostřednictvím sukcese, je možné výrazně podporovat biodiverzitu lesních ekosystémů. Lesnictví v ČR je na vysoké úrovni, a proto lze předpokládat, že zde integrace těchto procesů může být realizována ve větší míře, zejména pak prostřednictvím zanechávání většího množství výstavků až skupin stromů na holinách, umožněním akumulace mrtvého dřeva a starých stromů v lesních lemech nebo ekologickým hospodařením v lesích s výraznou mimoprodukční funkcí.

## 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

### Vědecké články:

**Arévalo, J. R., DeCoster, J. K., McAlister, S. D., & Palmer, M. W.** (2000). Changes in two Minnesota forests during 14 years following catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science*, 11(6), 833-840.

**Bednařík, J.** (2014). Sekundární sukcese smrku ztepilého (*Picea abies*/L./Karst.) v oblasti Medvědí hory (I. zóna NP Šumava Modravské slatě).

**Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. D., & Gauthier, S.** (2002). Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva fennica*, 36(1), 81-95.

**Clark, T. W., Amato, E. D., Whittmore, D. G., & Harvey, A. H.** (1991). Policy and programs for ecosystem management in the Greater Yellowstone Ecosystem: An analysis. *Conservation Biology*, 5(3), 412-422.

**Corace, III, R. G., Goebel, P. C., Hix, D. M., Casselman, T., & Seefelt, N. E.** (2009). Ecological forestry at National Wildlife Refuges: experiences from Seney National Wildlife Refuge and Kirtland's Warbler Wildlife Management Area, USA. *The Forestry Chronicle*, 85(5), 695-701.

**Curtis, R. O.** (1995). Extended rotations and culmination age of coast Douglas-fir: old studies speak to current issues.

**Drossel, B., & Schwabl, F.** (1992). Self-organized critical forest-fire model. *Physical review letters*, 69(11), 1629.

**Evans, Z.** (2006). What is Ecological Forestry? *The Forest Guild*

**Foster, D. R., Knight, D. H., & Franklin, J. F.** (1998). Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems*, 1(6), 497-510.

**Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., ... & Bible, K.** (2002). Disturbances and structural development of natural forest



ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1), 399-423.

**Franklin, J. F., Mitchell, R. J., & Palik, B. J.** (2007). Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry.

**Frelich, L. E.** (2002). *Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press.

**Gadgil, P. D., & Bain, J.** (1999). Vulnerability of planted forests to biotic and abiotic disturbances. *New Forests*, 17(1-3), 227-238.

**Hanson, J. J., Lorimer, C. G., Halpin, C. R., & Palik, B. J.** (2012). Ecological forestry in an uneven-aged, late-successional forest: Simulated effects of contrasting treatments on structure and yield. *Forest Ecology and Management*, 270, 94-107.

**Christiansen, E., Waring, R. H., & Berryman, A. A.** (1987). Resistance of conifers to bark beetle attack: searching for general relationships. *Forest Ecology and Management*, 22(1), 89-106.

**Janda, P., Bače, R., Svoboda, M., & Starý, M.** (2010). Temporal and spatial structure of the mountain Norway spruce forest in the core zone of “Trojmezna” in the Šumava NP. *Silva Gabreta*, 16, 43-59.

**Jonášová, M.** (2001). Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým. *Sborník Aktuality šumavského výzkumu, Srní*, 2(4), 2000.

**Jonášová, M.** (2013). Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa*, 5, 2013, str. 216 – 219

**Jones, M. D., & Bowles, M. L.** (2012). Fire chronology and windstorm effects on persistence of a disjunct oak-shortleaf pine community.

**Kjučukov, P., Bače, R., Svoboda, M.** (2014). Staré stromy a tlející dřevo – Pilíř trvalé udržitelnosti lesa, *Lesnická práce 1-2014*

**Kolejka, J., Klimánek, M., & Mikita, T.** (2008). Geografická analýza polomů na Šumavě po orkánu Kyrill.

- Kolibáč, P., Jelínek M.** (2011). Realizace přírodě blízkého hospodaření v lesích. AOPK, ISBN: 978-80-87457-17-7
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M., & Hanski, I.** (2000). Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, 90(1), 119-126.
- Košulič, M. st.** (2008) Dynamika horských lesů po disturbanci. *Lesnická práce*
- Kotar, J.** (1997). Approaches to ecologically based forest management on private lands.
- Kuuluvainen, T.** (2002). Introduction: disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica*, 36(1), 5-12.
- Kuuluvainen, T., & Aakala, T.** (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45(5), 823-841.
- Lingua, E., Garbarino, M., Mondino, E. B., & Motta, R.** (2011). Natural disturbance dynamics in an old-growth forest: from tree to landscape. *Procedia Environmental Sciences*, 7, 365-370.
- Machač, O.** (2014). Pavouci a sekáči na kmenech stromů ve městě a v lese.
- Martin, J., & Gower, T.** (1996). Forest succession. *Forestry Facts*, 78, 1-4.
- Matějka, K.** (2013). Dynamika lesa a krajiny jako podklad pro zonaci národního parku, aneb co chceme od ochrany přírody v NP.
- Míchal, I.** (1983). Dynamika přírodního lesa II. *Živa* 2/1983, str. 48
- Minckler, L. S.** (1974). Prescribing silvicultural systems. *Journal of Forestry*, 72(5), 269-273.
- Mitchell, R. J., Hiers, J. K., O'Brien, J., & Starr, G.** (2009). Ecological forestry in the Southeast: understanding the ecology of fuels. *Journal of Forestry*, 107(8), 391-397.

- Mönkkönen, M.** (1999). Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. *Biodiversity & Conservation*, 8(1), 85-99.
- Palik, B. J., & Pederson, N.** (1996). Overstory mortality and canopy disturbances in longleaf pine ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(11), 2035-2047.
- Parsons, W. F., Knight, D. H., & Miller, S. L.** (1994). Root gap dynamics in lodgepole pine forest: nitrogen transformations in gaps of different size. *Ecological Applications*, 354-362.
- Peterson, C. J.** (2000). Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *Science of the Total Environment*, 262(3), 287-311.
- Pickett, S. T., Meiners, S. J., & Cadenasso, M. L.** (2011). Domain and propositions of succession theory. *Theory of ecology*, 185-218.
- Priewasser, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T.** (2013). Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research*, 132(2), 231-240.
- Seidl, R., Rammer, W., & Spies, T. A.** (2014). Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications*, 24(8), 2063-2077.
- Seymour, R., & Hunter Jr, M. L.** (1999). 2 Principles of ecological forestry.
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S.** (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation*, 23(01), 17-27.
- Schelhaas, M. J., Schuck, A., Varis, S., & Zudin, S.** (2003). *Database on Forest Disturbances in Europe (DFDE): Technical Description*. European Forest Institute.
- Schelhaas, M. J., Nabuurs, G. J., & Schuck, A.** (2003). Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9(11), 1620-1633.

- 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.
- Tappeiner, J. C., Huffman, D. W., Marshall, D., Spies, T. A., & Bailey, J. D.** (1997). Density, ages, and growth rates in old-growth and young-growth forests in coastal Oregon. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(5), 638-648.
- Thonicke, K., Venevsky, S., Sitch, S., & Cramer, W.** (2001). The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology and Biogeography*, 10(6), 661-677.
- Turbé, A., Jana, U., de Toni, A., Woodward, S., Schopf, A., Netherer, S., ... & Sonigo, P.** (2011). Disturbances of EU forests caused by biotic agents-Final Report.
- Vacek, S., Simon, J., & Remeš, J.** (2007). Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. *Lesnická práce*.
- Vicena, I.** (2004). Přemnožování lýkožrouta na Šumavě a jeho důsledky. *Živa 3-2014*
- Vránová, J.** (2013). Zhodnocení dopadu živelních pohrom na stav životního prostředí.
- Watt, A. S.** (1947). Pattern and process in the plant community. *Journal of ecology*, 35(1/2), 1-22.
- Wermelinger, B.** (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest ecology and management*, 202(1), 67-82.
- White, P. S., & Pickett, S.** (1985). Natural disturbance and patch dynamics. In *Academic Press*.

### **Knižní zdroje:**

- Clements, F. E.** (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation* (No. 242). Carnegie Institution of Washington.
- Čapek, M.** (1994). Biologický boj. *Lesnický naučný slovník*, 88-89.

- Kimmins, J. P.** (1987). *Forest ecology*. New York.
- Kindlmann, P., Matějka, K., & Doležal, P.** (2012). *Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody*. Karolinum.
- Kovář, P.** (2014). *Ekosystémová a krajinná ekologie*. Charles University in Prague, Karolinum Press.
- Metzl, J., & Košulič, M.** (2006). *100 otázek a odpovědí k obhospodařování lesa přírodě blízkým způsobem*. Občanské sdružení FSC ČR.
- Turner, M. G.** (1987). *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer.
- Vacek, S., & Podrázský, V.** (2006). *Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy: pěstování lesů: [sborník pro vlastníky lesů]*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, katedra pěstování lesů. ISBN 80-213-1561.
- Wirth, C., Gleixner, G., & Heimann, M.** (2009). *Old-growth forests: function, fate and value—an overview*. In *Old-Growth Forests* (pp. 3-10). Springer.

#### **Internetové zdroje:**

- Jakuš, R.** (2008) *Management lesa ve zvláště chráněných územích (2008)* [online]. Dostupné z: <<http://blog.sme.sk/>>
- Guillaume Ragonnaud** (2016) *Evropská unie a lesy* [online], Fakta a čísla o Evropské unii. Dostupné z: <<http://www.europarl.europa.eu/portal/cs>>
- MZe, Č. R.** (2015). *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2014* [online]. Dostupné z: <<http://eagri.cz/public/web/mze/lesy/>>
- Pacific Northwest Forests [online]. Dostupné z: <<http://www.tarleton.edu/Departments/range/Home/home.htm#Woodlands>>

Oficiální internetové stránky NP České Švýcarsko [online]. Dostupné:

<<http://www.npcs.cz/>>

*Old Growth Forests are considered rare across the landscape. Their protection is very important to the maintenance of biodiversity* (2004) [online].

Dostupné z: <<http://www.environment.nsw.gov.au/>>

**Ulbrichová, I.** (2010). *Nauka o lesním prostředí*, projekt FRVŠ 2010: 962/2010

[online]. Dostupné z: <<http://fld.czu.cz/>>

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti v.v.i. [online]

Dostupné z: <<http://www.vulhm.cz/>>