

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

Fakulta lesnická a dřevařská  
Katedra pěstování lesa

---

**Význam tlejícího dřeva pro obnovu smrku  
a biodiverzitu lesních ekosystémů  
dominovaných smrkem ztepilým**

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Jaroslav Červenka

2008

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Miroslava Svobody, Ph.D. na základě citované literatury.

Děkuji Ing. Miroslavu Svobodovi, Ph.D. za cenné rady, které mi byly vodítkem pro zpracování této bakalářské práce.

## **OBSAH:**

|  |    |
|--|----|
| Úvod .....   | 6  |
| 1 Les .....  | 7  |
| 1.1 Přírozený les (les přírodě blízký) .....                             | 7  |
| 1.2 Přírodní les.....  | 8  |
| 1.3 Prales .....   | 8  |
| 2 Disturbance.....   | 10 |
| 2.1 Narušení větrem.....   | 10 |
| 2.2 Narušení porostů dřevokazným hmyzem .....                            | 11 |
| 3 Tlející dřevo .....  | 13 |
| 3.1 Význam a funkce tlejícího dřeva.....                                 | 14 |
| 3.1.1 Význam tlejícího dřeva pro biodiverzitu .....                      | 14 |
| 3.1.2 Význam tlejícího dřeva pro přirozenou obnovu lesa .....            | 16 |
| 3.2 Dynamika rozpadu tlejícího dřeva.....                                | 19 |
| 3.2.1 Vliv dřevokazných hub na rozpad odumřelého dřeva .....             | 19 |
| 3.2.2 Doba rozkladu odumřelého dřeva.....                                | 20 |
| 3.3 Faktory ovlivňující množství tlejícího dřeva v lese .....            | 22 |
| 3.3.1 Množství tlejícího dřeva v různých částech světa .....             | 23 |
| 3.3.2 Množství tlejícího dřeva v přírodních a hospodářských lesích ..... | 23 |
| Závěr .....  | 25 |
| Literatura .....   | 26 |

## Úvod:

Vývoj přírodních lesních ekosystémů, ve kterých přírodní procesy probíhají podle přírodních zákonů v úplné shodě s podmínkami stanoviště, probíhá zákonitě v rámci vývojových cyklů příslušného lesního společenstva. Přírodní lesy se vyznačují tím, že všechno funguje v relativně celistvých cyklech. Dynamická vyrovnanost mezi jednotlivými složkami tohoto ekosystému umožňuje jeho existenci dlouhou dobu i na velmi chudých půdách (KORPEL' 1989).

V rámci ontogenetického vývoje a obnovy současných ustálených přírodních lesů potom mluvíme o teoriích „velkého“ a „malého“ vývojového cyklu. „Velký“ vývojový cyklus je charakterizován tím, že se jednou za čas velkoplošnou disturbancí a následnou sukcesí les opět dostává do stádia závěrečného lesa. Disturbance jsou největší měrou způsobovány vichřicemi a lýkožroutem, v menší míře pak ohněm. Ze studií tloušťkových četností byla pak vyvinuta teorie malého vývojového cyklu, která charakterizuje dynamiku smrkových lesů bez velkoplošných disturbancí. Dle této teorie se smrk zmlazuje pod rozpadajícím se porostem a po rychlém počátečním růstu vytváří zapojený porost, ve kterém dochází k vylučování jedinců a růstu jedinců přeživších. Po relativně dlouhé době již nedochází po odumření stromu korunové klenby k zapojení porostu růstem okolních korun, dochází k prosvětlení porostu a opět k obnově smrku. Tento cyklus trvá u smrku 300-400 let (SCHMIDT-VOGT 1985). Tato teorie není vzhledem k nedostatku studií věkové struktury dosud dostatečně potvrzena.

Jedním z hlavních důvodů dobré regenerace a přirozeného zmlazení v lesních ekosystémech, je tlející dřevo (HARMON et al. 1986). Tlející dřevo, jako substrát vzbudilo v poslední době velký zájem vědců z různých částí světa (Centrální Evropa, Skandinávie, Severní Amerika aj.) Mnoho autorů se zabývá a zabývalo množstvím, strukturou a vůbec významem tlejícího dřeva. Z jejich zjištění je zřejmé, že odumřelé dřevo je nepostradatelnou součástí lesních ekosystémů, má velký vliv na lesní biodiverzitu a stává se velmi dobrým substrátem pro přirozené zmlazení mnoha druhů dřevin.

Cílem této práce je získat souhrnný přehled o tlejícím dřevě jako substrátu, jeho funkcích a významu pro les jako takový. Budu se snažit získat tak co nejvíce znalostí, potřebných k obsáhnutí tohoto tématu, kterých bych chtěl využít ke své další práci v budoucnu. K vytvoření souhrnné rešerše mi bude sloužit dostatečné množství české a zahraniční citované literatury.

## 1. Les

Nejprve je třeba si ujasnit pojmy jako les, les neporušený (prales), přírodní les a přirozený les. Tyto pojmy jsou v literatuře několikrát zmíněny, malý problém je v tom, že s různými autory se definice trochu liší, proto se spíš zaměřím na zdroje, které vystihují tyto pojmy tak, jak je chápeme teď.

Les je vrcholným, nejorganizovanějším a nejsložitějším článkem vývoje rostlinných společenstev, rostlinného krytu na naší planetě. Za les jako významný ekosystém se považuje takové společenstvo stromů, ve kterém se trvale uplatňuje úzká, vzájemně se podmiňující a trvale projevující jednota rostlinstva a prostředí jako výsledek ekologických a cenotických protikladů (KORPEL 1988).

V lese jsou jednotlivé složky ve vzájemném vztahu, navzájem na sebe působí a společně ovlivňují prostředí natolik, že modifikace tohoto prostředí se zpětně odráží na samotných stromech (SVOBODA 1952 in KORPEL 1988). Les je nejen jevem přírodním, ale u nás od určité etapy historického vývoje i jevem civilizačním, tzn. ve větší či menší míře je výsledkem lidské práce. Les vymezují jednak uvedené vzájemné vztahy, jednak minimální výška složek, která je určena hodnotou 8 m, tzn. hraniční výšku pro pojem strom (KORPEL 1988).

### 1.1 Přirozený les (přírodě blízký les)

V užším slova smyslu (odpovídající německému „naturnahe Wälder“) zahrnují škálu lesů s víceméně přírodní druhovou skladbou, nikoliv však prostorovou a věkovou výstavbou. Ta bývá méně diferencovaná než v porostech přírodních. Přirozené porosty byly člověkem více nebo méně ovlivňovány. Byly těženy a vypásány domácím dobyt看kem a obnovovány buď přirozeně nebo uměle. Protože jsou v nich uchovány přirozené vzájemné ekologické vazby dřevin bez ohledu na intenzitu ovlivnění člověkem, jsou schopny se samovolně obnovovat a bez dalšího ovlivnění by směřovaly samovolným vývojem přímo k porostním typům lesa přírodního (MÍCHAL 1983).

Přirozený les je les složený ze dřevin, které se při určitých ekologických vztazích k podmínkám prostředí a při vzájemných vztazích, včetně kompetičních, mohly zachytit, vyrůst a zmladit a tento proces opakovat bez pomoci člověka. Přirozený les je tedy širší pojem než přírodní les, který je též samostatný, schopný autoregulace. Přirozený les nemusí být starý nebo různověký a může nést stopy lidské činnosti (VÝSKOT et al. 1981).

PODRÁZSKÝ et al. (2001) definuje přírodě blízký les takto: „Přírodě blízký les je les, který se při absenci lidských zásahů spontánně vyvíjí k vývojově vyspělejší formám. Má polopřírodní druhovou skladbu a sekundární strukturu. Vyznačuje se relativně značnou rezistencí.“

## 1.2. Přírodní les

Přírodní les je les ve svém vývoji ovlivněný lidskými zásahy jen nepodstatně a uchovává si proto druhovou skladbu a prostorovou i věkovou strukturu. Tyto porosty u nás ztělesňují představu potenciální přírodní vegetace, protože vznikly nebo se obnovily výhradně přírodními procesy. Pokud v nich došlo k vývojovým výkyvům (např. po požáru způsobeném bleskem, těžbou s ponecháním vytěžených ploch přírodnímu vývoji) nelze tyto události po delším časovém období rozlišit (MÍCHAL 1983).

Les přírodní - tj. les pralesovitěho vzhledu, vyznačující se druhovou skladbou, prostorovou a věkovou strukturou pralesa, avšak může být o něm známo, že byl v minulosti „výběrně“ těžen, avšak zůstala mu struktura různověkého lesa. Skladba a struktura se za staletí upravila do víceméně původního stavu (VÝSKOT et al. 1981).

Za přírodní les se u nás považuje takový les, ve kterém se zachovalo původní nebo tomu blízké druhové složení, a který diferencovanou prostorovou výstavbou a značným věkovým a tloušťkovým členěním má pralesovitý charakter. Přesto, že byl nebo mohl být v minulosti ovlivněn tzv. výběrnou těžbou jednotlivých stromů nebo občasnou pastvou, se autoregulačními a regeneračními procesy udržovala dynamická rovnováha a projevují se v podstatě přírodní zákonitosti vlastní původním pralesům. Přírodní les je tvořený dřevinami, které si dlouhodobě upevnily vztahy k podmínkám prostředí a úzké vzájemné vztahy. V důsledku autoregulece a autoregenerace se uplatňuje ucelený vývojový cyklus, proto se tento typ lesa může trvale udržet na daném stanovišti bez pomoci člověka (KORPEL 1988).

## 1.3 Prales

Další a poslední stupeň ve vývoji lesa je prales. Prales jako původní biocenóza je vrcholem přírodního ekosystému, jehož složky (jedinci a druhové komponenty) se přes vzájemnou látkovou výměnu velmi dlouhodobě vzájemně ovlivňují. Je to typický komplexní systém se všemi výraznými znaky kontinuitně se vyvíjejícího celku. V dané oblasti představuje nejvyspělejší geobiocenózu, jaká tam vůbec může vzniknout a trvale se udržovat.

Prales není ukončením lesa, ale jeho trvalým pokračováním na základě vnitřních a vnějších rozporů vyúsťujících do obecnějších vývojových zákonitostí (KORPEL 1988).

PODRAZSKÝ et al. (2001) označují přírodní les jako prales a je definován takto:

„Přírodní les je les bez vlivu člověka (praes) v minulém i současném období. Jedná se tedy o les bez antropických (dnes bez antropických přímých) vlivů, který se vyvíjel a vyvíjí pouze v rámci spontánního vývoje, který lze charakterizovat jako přirozený“.



Trojmezský praes, 1.zona NP Šumava. Foto: Jan Rejzek



## 2. Disturbance

Narušení (disturbance) je pro ekosystém procesem, který přichází v určitých intervalech a jeho vliv na lesní ekosystém není škodlivý, jak by se na první pohled mohlo zdát. Ekosystém se po skončení disturbance přirozeně vyvíjí (ROGER 1995 in KIMMINS 2004). Disturbance jsou přírodní, často žádoucí a v podstatě nevyhnutelnou součástí lesních ekosystémů. Velké a malé požáry, napadení porostů lýkožroutem smrkovým, poškození lesa větrem a sněhem, se tedy budou v lesích neustále vyskytovat a opakovat. Avšak největší „škody“ jsou způsobeny v lesích, které byly v minulosti výrazně ovlivněny činností člověka, nejedná se tedy o lesy přírodní (KIMMINS 2004). Disturbance jsou hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů ve světě (FRELICH 2002).

Z těchto zjištění vyplývá, že disturbance jsou přirozenou součástí všech lesních ekosystémů. V porostech se narušení vyskytuje s různou intenzitou, periodou, rozsahem a jejich přirozený výskyt není možné zcela vyloučit. Jsou také klíčem pro vstup, charakter a koloběh tlejícího dřeva v ekosystému.

Jednou z příčin rozpadu horní etáže stromového patra je konkurenční boj mezi stromy. Důležitou roli v tomto boji hrají právě disturbance jako je hmyz (kůrovec), kořenová nákaza a vítr. Právě tyto faktory spolu se sněhem a ledem jsou jednou z hlavních příčin úmrtnosti některých stromů v porostu a vytvoří tak možnost vzniku tlejícího dřeva (FRANKLIN et al 2002).

V našich podmínkách horských smrčín, tedy oblastech střední Evropy, se nejsilněji objevují narušení v podobě větru, sněhu a určitého druhu hmyzu (především lýkožrout smrkový - *Ips typographus*), v menším množství se pak vykytují oheň a býložraví savci (KULAKOVSKI et BEBY 2004).

### 2.1 Narušení větrem

Vichřice jsou jedním z klíčových faktorů disturbance v lesních společenstvech. Větrné narušení vyskytující se v lesních porostech mívá proměnlivý rozsah a intenzitu. Výzkumy ukazují, že v jehličnatých lesích se narušení vyskytuje jednou za 150-300 let. Pro spodní rychlý vítr není problém vyvrátit v porostu skupiny nebo jednotlivé stromy, obzvláště jedná-li se o oslabené jedince. Vítr je jednou z cest, kterou se les samovolně obnovuje, když dojde k ukončení životního cyklu určitých jedinců (SKVORTSOVÁ et al., 1983 in GROMSTEV 2002).

Silný vítr hraje důležitou roli v dynamice původních lesů. Běžným jevem jsou vývraty, kdy se strom vyvrátí i s kořenem a polomy, kde dochází ke zlomení kmene (GROMSTEV 2002). Vliv, který mají vichřice na vývoj a složení porostu je různý. Dojde-li k narušení větrem v porostech slunných dřevin, může toto narušení podporovat sukcesí k stinným dřevinám rostoucím pod zápojem. Vyskytne-li se vichřice v porostech stinných dřevin s dobrou zásobou semen či semenáčků, dochází k podpoře udržení se těchto dřevin na daném stanovišti. Poslední možností je, že narušení vznikne v porostech, kde dosud nebyla vytvořena banka semen nebo semenáčků. V těchto případech pak dochází k nalétávání světlomilných pionýrských dřevin. Tuto variantu je možné sledovat v mladých porostech, které ještě neplodí nebo v případě, že je porost na větší ploše v silném horizontálním zápoji a semenáčky tak nejsou schopny pod tímto zápojem odrůstat (KORPEL 1989).

K obnovení porostních mezer v podmínkách jižní tajgy dochází za pomoci pionýrských dřevin (hlavně jeřábu a osiky). Vegetace v ekosystému se pak stabilizuje už za 80-100 let po narušení vichřicí. Následky disturbance v mikroreliefu pak zmizí po 300-500 letech. Tímto způsobem vytvářejí vichřice mozaikové porosty, ve kterých se zvyšuje diverzita rostlinstva a dochází k věkové rozrůzněnosti stromu v daném ekosystému (SKVORTSOVA et al. 1983 in GROMTSEV 2002, FRANKLIN et al. 2002).

Většina vichřic není schopna způsobit úplné odstranění porostní klenby, ale vytvoří rozrůzněné porostní mezery (gap). Větrné disturbance jsou pak schopné vytvořit podmínky pro vznik dalších narušení, jakými jsou oheň a hlavně lýkožrout smrkový. Vítr ve spojení s těmito dalšími disturbancemi je pak schopen působit rozsáhlejší škody (GROMSTEV 2002).

## **2.2 Narušení porostů dřevokazným hmyzem**

Množství a diverzita dřevokazného hmyzu, ale zároveň i jeho přirozených nepřátel, mají přímou souvislost s množstvím a stupněm rozkladu mrtvého dřeva v ekosystému (BOUGET et DUELLI 2004 in HOFMEISTER et SVOBODA 2007). Zatím se žádnému z autorů rešeršních studií o tématu vztahu větrných kalamit a hmyzích škůdců nepodařilo najít jediný výzkum, v němž by byla jasně potvrzena očekávaná pozitivní korelace mezi množstvím dřeva poškozeného vichřicí a mírou expanze dřevokazného hmyzu (BOUGET et DUELLI 2004 in HOFMEISTER et SVOBODA 2007).

Jedním z nejrozšířenějších druhů dřevokazného hmyzu v oblastech horských smrčín u nás, tedy i Šumavy, je lýkožrout smrkový - *Ips typographus* L. (JONÁŠOVÁ 2001). Lýkožrout smrkový má velmi vysoký rozmnožovací potenciál. Tento potenciál je významně ovlivněn

meteorologickými faktory, hlavně teplotou a vlhkostí, dále vitalitou hostitelské dřeviny a její obranyschopností (SKUHRAVÝ 2002). Pro lýkožrouta smrkového se obecně zdají být nejatraktivnější čerstvě odumřelé či zeslabené stromy na osluněných světlinách či jejich okrajích. Padlé smrky zůstávají pro lýkožrouta atraktivní po dobu jednoho až tří let, přičemž podle většiny studií je jeho početnost nejvyšší ve druhém roce. V horských oblastech nebo na stanovištích, kde vyvrácené stromy po vichřici zůstaly částečně zakořeněny, může být průběh expanze lýkožrouta smrkového pozvolnější, stejně jako její odeznívání (BOUGET et DUELLI 2004 in HOFMEISTER et SVOBODA 2007).

V lesích s dominantním zastoupením smrku ponechaných samovolnému vývoji nemusí být nutně výskyt lýkožrouta smrkového vysoký a mnohdy je v běžných podmínkách nižší než v sousedních hospodářských smrčinách i z důvodů výskytu přirozených nepřátel. Po významném narušení ekosystémů větrem je však zvýšení početnosti lýkožrouta smrkového očekávatelné a podle všeho stejně přirozené jako předcházející vichřice. Uschlé lesy po napadení lýkožroutem velmi dobře regenerují, i bez zásahu člověka. Je třeba si uvědomit, že uschlé stromové patro není mrtvý les, ale je to stádium ve vývoji lesa (JONÁŠOVÁ 2001). Pokud se tedy rozhodneme lesní ekosystémy chránit před přímou činností člověka a ponechat je přirozenému vývoji, musíme počítat i se všemi přirozenými změnami, které jsou s tímto procesem spojeny (HOFMEISTER et SVOBODA 2007).

Vichřice ani dřevokazný hmyz nejsou pro přirozený horský smrkový les ničím výjimečným či škodlivým. Vlivem těchto narušení sice dochází k odstranění nejstarší generace stromového patra, ale zároveň se tak otevírá možnost vzniku úplně nové generace lesa. Pro ekosystém a organismy žijící v něm nejsou tyto disturbance tak závažné jako zásahy člověka hospodáře, jednajícího ve snaze odstranit následky tohoto narušení.

### 3. Tlející dřevo

Důležitým fenoménem lesních ekosystémů je právě tlející dřevo. Dřevní hmota je výsledkem růstových procesů dřevin a je jasné, že právě přítomnost dřeva odlišuje les od ostatních suchozemských společenstev. Dřevo představuje spolu s organickým opadem základní surovinu lesních ekosystémů. Pro tlející dřevo je často používaný termín dead wood (mrtvé dřevo), tento výraz není příliš přesný, protože jako substrát je tlející dřevo, hned po půdě, nejbohatší nikou lesa. I proto je třeba odumřelé části rostlin chápat jako živý systém. Tlející dřevo má příznivý vliv na obnovu a uchování stability a kontinuity lesních ekosystémů.

Tlející dřevo je nedílnou součástí lesních ekosystémů (HARMON et al. 1986). V procesu rozkladu dřeva převažují dřevokazné houby a xylofágní hmyz, s postupem rozkladu zřejmě přibývá bakterií a dřevo se nakonec stává součástí půdy (GRAHEM 1925).

Odumírající a mrtvé stromy, stojící či padlé, jsou nepostradatelnou součástí řady ekosystémů. I když je jejich estetická hodnota někdy nedoceněna, bez pochybností zůstává jejich nezastupitelná úloha v přírodních procesech. Mrtvé dřevo poskytuje místo k životu, úkryt a zdroj potravy pro plazy, obojživelníky, ptáky, netopýry a další savce. Je nezbytně důležité pro méně nápadné skupiny jako jsou houby, lišejníky a bezobratlí (hlavně hmyz v čele s brouky). Mrtvé dřevo je tedy plné života (HORÁK et al. 2007).

V přírodním, člověkem nedotčeném lese dochází během celého jeho vývoje k postupnému odumírání stromů, které následně podléhají rozkladným procesům, při kterých se zpět do půdy uvolňuje energie a živiny akumulované během života stromu. Na rozdíl od hospodářských lesů, kde se dřevo vytěží a odveze, je pro prales typická vysoká zásoba tlejícího dřeva vyskytujícího se v různých formách (SVOBODA 2005).

To, že je ponechání tlejícího dřeva v lesích prospěšné z mnoha důvodů, je známé už dávno (např. MASER et TRAPPE M. 1984). Tato tvrzení jsou správná a hlavně přírodovědecky podložená. I přesto je těžké pro dnešního lesního hospodáře vyvodit si z toho patřičné závěry. Podle mě to není způsobeno jen ekonomickým faktem, že i mrtvý strom, pokud není napadený houbami, se dá dobře prodat, ale také naší lesnickou ideologií. Celé generace lesníků před námi byly vedeny k ideálům čistého lesa, tzn. k „čištění lesa“, „odstraňování nemocných či odumírajících stromů“, k „lesní hygieně“. Když použiji otázku, kterou si pokládá ve svém článku SVOBODA (2005b): Je „čistý les“ ideálem? Většina široké veřejnosti si může myslet že ano, že mrtvé stromy v lese jsou jen „nepořádkem“. Opak je ale pravdou, proto mají veškeré publikované studie a články velkou váhu pro informovanost naší veřejnosti.

### 3.1 Význam a funkce tlejícího dřeva

Mrtvé dřevo plní v ekosystémech řadu úloh. Jedná se především o přirozené zmlazení, kde mrtvé dřevo vytváří vhodný substrát pro kvalitní růst dřevin. Tomu napovídá zmlazení dřevin v pralesích, kde lze nalézt stromy rostoucí v liniích. Tento jev se nazývá „nurse log“ (HARMON et FRANKLIN 1989), v doslovném překladu to znamená „hostitelská kláda“. Tento fenomén je způsoben zmlazením dřevin na vyvýšeném místě, kterým je padlý a rozkládající se kmen. Kromě dřevin je substrátem i pro řadu dalších rostlin. Další důležitou funkcí tlejícího dřeva je jeho význam pro biodiverzitu.

Tématem významu tlejícího dřeva v lesních ekosystémech se zabírala už celá řada autorů. Výstižně shrnuje nejdůležitější funkce mrtvého dřeva STEVENSOVÁ (STEVENSOVA 1997 in SVOBODA 2008). Mrtvé dřevo plní v ekosystému řadu funkcí. Největší význam má tlející dřevo jako zdroj organické hmoty a živin v půdě, má příznivý vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy a s tím spojenou produktivitu lesních porostů. Druhou velkou funkcí je vliv mrtvého dřeva na různorodost a strukturu biotopů v lesních ekosystémech, ovlivňuje totiž biologickou diverzitu všech složek lesních ekosystémů. Další úlohou je ovlivnění tvaru, funkce a struktury vodních toků v lesních porostech a morfologie svahů. V neposlední řadě ovlivňuje tlející dřevo dlouhodobý koloběh uhlíku v lesních ekosystémech. Význam jednotlivých funkcí mrtvého dřeva se samozřejmě liší podle typu a stavu lesního ekosystému, způsobu obhospodařování, klimatických a stanovištních podmínek. V dalším textu se budu podrobněji zabývat dvěma asi nejdůležitějšími funkcemi, a to významem tlejícího dřeva pro biodiverzitu a významem pro přirozenou obnovu.

#### 3.1.1 Význam tlejícího dřeva pro biodiverzitu

Stárnutí, odumírání a rozklad stromů i celých porostních částí vede k existenci odumřelého dřeva v každém lese. Mrtvé dřevo je označováno jako rozhodující komponent pro biodiverzitu lesa (JONSON et al. 2005). Odumřelé dřevo poskytuje potravní zdroje a prostorové niky značnému množství specializovaných organismů. Mrtvé dřevo podporuje existenci tisíce druhů organismů - hmyzu, roztočů, mechů, jätrovek, řas, lišejníků, hub (asi 1500 saprofytických i parazitických druhů hub) a bakterií, kaprad'orostů, keřů i již zmíněných semenáčků dřevin. Zároveň také podporuje život kroužkoců, členoců (z hmyzu více než 1300 tzv. xylobiontů tzn. druhů vázaných na staré a odumírající stromy), mravenců, pavouků, plžů, plazů, obojživelníků, ptáků i menších savců. Z těchto faktů je zřejmé, že odumřelé dřevo musí být bráno jako jeden z hlavních zdrojů lesní biodiverzity (MASER et

TRAPPE 1984) a hned vedle půdy se tak odumřelé dřevo stává druhově nejbohatší nikou lesního ekosystému (MÍCHAL 2000).

Pro biodiverzitu hub má tlející dřevo nedocenitelnou hodnotu. To dokazují lokality druhově bohaté na množství hub v lesích, které nebyly delší dobu těženy. Mycelia hub se pak stávají potravou určitých druhů hmyzu, které mají různé parazity nebo se stanou kořistí dalších organismů. Proto právě množství a kvalita rozkládajícího se dřeva se stává jedním z rozhodujících faktorů, které ovlivňují diverzitu v lesním ekosystému (JONSON et al. 2005).

Životní strategií hub je obsazování pozdějších sukcesních stádií v tlejícím dřevě. Prvním problémem, který musí houby řešit, je uchycení se v již obsazené nise. Některé druhy těchto hub mají tu vlastnost, že jsou schopny vytlačovat jiné druhy (HOLMER et STENLID 1997). V dnešní době se však pro dřevokazné houby stává největším problémem nepřítomnost tlejícího dřeva a to hlavně v hospodářských lesích, kde se mimo pařezů a zbytků větví nachází minimum tlejícího dřeva. Důležitý faktor, který pak může tyto druhy ohrožovat, je neschopnost šířit se mezi rozptýlenými ostrůvky přírodě blízkých lesů, kde je tlejícího dřeva dostatek (STENLID et GUSTAFSSON 2001).

Z výsledků prací SIITONENA et al. (2001), které zkoumají množství chorošů v Národním parku Vodlozero v Ruské Karélii (jedny z nejrozsáhlejších přírodních lesů v Evropě) a ve Finských rezervacích (průměrná rozloha činní 3100 ha), vyplývá že druhová bohatost byla ve Vodlozeru větší. Z toho lze vyvodit závěry, že ani lesy s tak velkou rozlohou jakou mají Finské rezervace, nezaručují zachování životaschopných populací všech druhů. Je dost možné že některé druhy už dávno vyhynuly. Z těchto závěrů se nabízí otázka: „Je důvodem úbytků populací zmenšení rozlohy přírodě blízkých lesů, nebo jde o následek degradace lesů v minulosti či současnosti?“ Na tuto otázku zatím neexistuje jasná odpověď.

Důležitou úlohu obstarává tlející dřevo v životě mnoha druhů bezobratlých živočichů. Z této skupiny živočichů jsou určitě nejnápadnější a nejintenzivněji studovanou skupinou brouci (HORÁK et al. 2007). I když se to někomu nemusí zdát, důležitou úlohu plní například i strom padlý do jezera. Může sloužit jednak jako úkryt pro ryby, ale také jako hnízdní plocha pro vodní ptactvo nebo jako materiál pro stavbu bobří hráze.

To, jaké množství dřeva je potřebného pro zachování biodiverzity, není dosud jasné, může se to lišit v závislosti na druhu organismu. Z výsledků SIITONENA et al. (2001) vyplývá, že i malý úbytek dřeva vede k poklesu druhové diverzity organismů, které jsou na něj vázány.

### 3.1.2 Význam tlejícího dřeva pro přirozenou obnovu lesa

Nejdůležitější dřeviny zmlazení jsou smrk a jeřáb, byly ale nalezeny i semenáčky buku. Smrk je vůbec nejpočetnější, a i když jeho výskyt není rovnoměrný (počty semenáčků dosahují rozmezí 1 až 40 tisíc ks/ha), jde o dostatečně vysoké počty. Smrkové semenáčky jsou vázány pouze na příznivá mikrostanoviště, což je vedle mechorostů a smrkového opadu především tlející dřevo. Tento jev způsobený extrémními horskými podmínkami jehličnatých lesů je běžně uváděn v různých typech literatury (HARMON et FRANKLIN 1989). Po střední semenné úrodě např. VACEK (1990) uvádí zjištěné množství až 140 tisíc semenáčků na ha, před první zimou a po bohaté úrodě až 460 tisíc semenáčků na ha. Podobné čísla byla zjištěna na Šumavě: 4660-5170 ks/ha pro stádium rozpadu a 2800-3190 ks/ha pro stádium optima (SVOBODA 2005a). Ve zkoumané oblasti Tater a Babí hory, tedy oblastech horského smrkového lesa, bylo zjištěno množství 5462 ks/ha. Z tohoto množství se 43% semenáčků nacházelo právě na tlejícím dřevě, které zabíralo minimální plochu daného území. Hustota rozmístění semenáčků pak závisela na stupni rozkladu dřeva (ZIELONKA 2006a)

Porosty horských smrčín jsou také obecně prosvětlenější než porosty v nižších polohách a velkou část povrchu kryje travní vegetace, ve které se zmlazení smrku téměř nedostavuje. Důležité jsou především klády velkých dimenzí, které tlejí pomaleji a ve srovnání s tenkými kmeny udržují vyrovnanější teplotní a vlhkostní podmínky a semenáčky jsou lépe chráněny před konkurencí vegetace. Význam tlejícího dřeva stoupá s nadmořskou výškou, na výše položených plochách byl zjištěn vyšší podíl semenáčků na tlejícím dřevě. Velké množství nejmladších semenáčků bylo sice nalezeno ve smrkovém opadu a mechorostech, jejich úbytek byl ale během tří let rychlejší než v substrátu tvořeném tlejícím dřevem. Nejstarší semenáčky byly nalézány převážně jen na tomto substrátu, i když jeho podíl na ploše představuje většinou jen několik procent (HOLEKSA 2001, JONÁŠOVÁ 2001).

Přesto že v horských lesích střední Evropy zabírá tlející dřevo jen 4 až 10% povrchu dané plochy, podíl jedinců zmlazení na tlejících kmenech se pohybuje od 16 do 68 % z celkového počtu jedinců zmlazení. Podíl jedinců zmlazení smrku na mikrostanovišti spojeném s mrtvým dřevem (pata stromu, pařezy – pahýly a ležící kmeny) se pohybuje od 22 do 72 %. Oproti tomu v místech s bylinným, travinným a kaprad'ovitým porostem, která pokrývají značnou část území, je podíl zmlazení nevýrazný. (SVOBODA 2005a, ZIELONKA 2006a). Největší množství přirozeného zmlazení smrku se vyskytovalo na tlejících kmenech 30-60 let po jejich odumření. Byly však i příklady kdy k obnovení došlo na kmenech už ve druhé dekádě po jejich odumření. Pokud tyto semenáčky přežijí další dekádu, potom svým pozvolným růstem zvyrazňují postupující rozklad těchto odumřelých kmenů (ZIELONKA 2006a).

V podmínkách původních horských smrčín zmlazuje smrk nejlépe na vývratech, odumřelých kmenech a jejich trouchnivějících zbytcích. Dobré podmínky pro zmlazování smrku jsou také na terénních vyvýšeninách s mělkou sušší půdou, které jsou porostlé mechem a borůvkou. Naopak úplně nevyhovujícím prostředím pro růst semenáčků jsou zamokřená místa s vysokou buření. Tlející dřevo vyhovuje smrku pro svůj obsah humusových látek, které využívá hlavně v mládí ke své prosperitě (VACEK 1981).

Smrkové semenáčky rostou na jádrovém dřevě daleko pomaleji na rozdíl od přírůstků na běli. Podle EICHRODTA (1969 in VACEK 1982) tento jev způsobují antibioticky působící látky, které jsou vylučovány rozkládajícím se jádrovým dřevem. Smrkové semenáčky naproti tomu mohou na tlející běli déle dobře prosperovat díky symbiotickému spolupůsobení mykorrhizy, která je v jádrovém dřevě v důsledku vlivu antibioticky působících látek silně omezena. Nejhojněji se zde smrkový nálet vyskytuje na ležících kmenech bez kůry o středním průměru nad 25 cm (VACEK 1982).

To, že se semenáčkům smrku tak daří na ležících kmenech a jiných terénních vyvýšeninách, je způsobeno tím, že jsou zde dobře chráněny před účinky proudící vody, která má zásluhu na jejich mortalitě hlavně v prvních dvou letech života. Také se k nim na vyvýšených místech dostává větší množství světla a tepla, jsou kratší dobu vystaveny sněhové pokrývce. Vyvýšená místa snižují konkurenční tlak buřeně, která silně utlačuje semenáčky jak po stránce výživy a světla, tak i růstového prostoru, a také izolují semenáčky od přemokřené půdy (VACEK 1990).

V průběhu rozkladných procesů je dřevo kolonizováno mikroorganismy, bezobratlými a houbami. Tyto organismy přispívají ke zvětšení množství dusíku v půdě. Mycelia hub jsou schopna transportovat makroelementy, včetně dusíkatých sloučenin, ze zeminy do zbytků dřeva, které jsou přímo na povrchu půdy (ZIMMERMAN et al. 1995).

Rozklad dřevní hmoty je obvykle provázen větším objemem vody než jaký se nachází v minerálních půdách. Mrtvé dřevo tak vytváří příznivé podmínky pro mykorrhizní houby, které podporují růst semenáčků (ZIELONKA 2006a). Výzkum dospěl k závěru, že dřevokazné houby mají prospěšný vliv na rozpad dřeva a mají tak hlavní roli v tomto problému. Dřevokazné houby jsou výbornými inženýry lesních ekosystémů, protože přímo ovlivňují přístupnost zásob, potřebných nejen ke své existenci, ale i k existenci jiných funkčních skupin, jako jsou právě semenáčky smrku (MOORE et al. 2004).

V oblasti horského lesa ve Finsku je se na smrkovém dřevě vyskytuje méně druhů hub způsobujících hnědou hnilobu, než druhů způsobujících naopak bílou hnilobu (13,3 % druhů



na 29,7 % klád). Tyto druhy však mají značnou zásluhu na rozkladu dřeva, hlavně ve středních stádiích rozkladu (RENVALL 1995). Opačný jev zaznamenal JANKOVSKÝ et al. (2002) v podmínkách klimaxových smrčín v Krkonoších. Jeho výsledky ukazovaly, že na většině území (60-90%) se nacházely druhy hnědého tlení. Dominantním druhem zde byl troudnatec pásovaný *Fomitopsis pinicola*, z hub bílého tlení je pak nejvýznamnější pevník krvavějící *Stereum sanguinolentum*. Na různých geografických místech světa se pak výsledky různí, záleží hlavně na podmínkách dané plochy.

Předpokládá se, že typ hniloby může mít vliv na funkci substrátu pro přirozené zmlazení. Větší podíl stromků se nachází na kmenech, které jsou rozkládány houbami bílé hniloby. To může být způsobeno rychlostí rozpadu těchto kmenů a tím, že se ani klády ve značném stadiu tlení nerozpadají (POUSTKA 2005), naopak dřevo rozkládané houbami hnědého tlení není tak vhodné pro zmlazení smrku. Jinak teorie, že typ hniloby má významný vliv na funkci dřeva jako substrátu, nebyla zatím doložena větším počtem průkazných studií.



Ukázka přirozeného zmlazení na tlejícím kmeni, postupem času tak vzniká jev se nazývá „nurse log“ (HARMON & FRANKLIN, 1989). Foto: Jan Rejzek, Trojmezenský prales.

### 3.2 Dynamika rozpadu tlejícího dřeva

Tlející dřevo není, jak by se dalo očekávat, homogenním substrátem, jelikož se ještě v průběhu vlastního rozkladu stále mění. Vlivem biologicky podmíněného rozkladu a mechanického zvětrávání dochází ke zmíněným změnám fyzikálních a chemických vlastností dřeva. Na biologické dekompozici dřevní hmoty mají podle některých autorů největší podíl dřevokazné houby (HOLEKSA 2001, JANKOVSKÝ et al. 2004) a jiné mikroorganismy, dále ji ovlivňují lišejníky, mechy, byliny a semenáčky dřevin, především smrku (VACEK 1982).

Postupný rozklad dřeva způsobuje nejen váhové změny, např. v boreálních lesích se roční úbytek hmotnosti smrkového dřeva pohybuje mezi 0,5 – 4,8 % (TARASOV et BIRDSEY 2001), ale i změny jeho objemu a obsahu sušiny. V prvním stupni rozkladu dřeva se jeho objem mírně zvětšuje a pak začíná poměrně rychle klesat. Úbytek na váze není většinou úměrný úbytku objemovému, a proto je vztah mezi váhou a objemem v průběhu dekompozice dřeva dosti komplikovaný. S poklesem objemové váhy dřeva dochází i ke zvětšování objemu pórů. Vlhkost dřeva v rozkládajících se kmenech či pařezech většinou není rovnoměrně rozložena v celém jejich objemu. Rozdíly ve vlhkosti dvou sousedních partií jsou značné, někdy přesahují i 150 % (VACEK 1982).

#### 3.2.1 Vliv dřevokazných hub na rozpad odumřelého dřeva

Dřevní houby, resp. dřevokazné, či lignolytické houby představují specifickou fyziologicko-ekologickou skupinu heterotrofních organismů. Životním prostředím dřevokazných hub jsou různé druhy dřev, běžně jsou však schopny kolonizovat i jiné organické substráty. Jejich výraznou vlastností je schopnost rozkládat lignocelulózy dřevní hmoty. Dřevní houby inicializují sukcesní pochody, které vedou k humifikaci, v některých případech až k mineralizaci dřevní hmoty. Z hlediska fungování lesních ekosystémů je aktivita dřevních hub veskrze pozitivním jevem. Výrazně se podílí na prostém rozkladu dřevní hmoty, ať už na dosud stojících stromech či na dřevě ležícím, případně na kořenech a bazální části kmene, postupně mění fyzikální, mechanické a chemické vlastnosti dřeva. Tyto produkty rozkladu pak významně zasahují do humifikačních procesů. Pro tlející dřevo představují dřevokazné houby jeden z rozhodujících faktorů (JANKOVSKÝ 2005).

Lignocelulózy dřeva představují jeden z nejdokonalejších přírodních polymerů. Zatímco celulózy mohou být rozkládány a využívány řadou organismů, od bakterií až po savce, lignin je toxický prakticky pro všechny organismy. Dřevní houby jako jediné organismy produkují

komplex enzymů rozkládající všechny složky dřeva, včetně ligninu. Podle charakteru hniloby je možno je rozdělit na dvě skupiny (JANKOVSKÝ 2005).

Podle ČERNÉHO (1989) dřevokazné houby způsobují rozklad dřeva svým specifickým aparátem až na jednotlivé cukry. Pro rozklad jsou důležité především exoenzymy. Celulózu štěpí enzym celulóza, ta však není schopna štěpení až na celodextriny a hexóny. Další štěpení je způsobeno enzymem celobiázy. Dřevokazné houby se rozdělují podle toho, jakým způsobem rozkládají dřevo na houby celulozovorní (houby hnědého tlení) a lignivorní (houby bílého tlení).

### 3.2.2 Doba rozkladu odumřelého dřeva

To, jaké množství tlejícího dřeva se nachází v lese, závisí na rychlosti, za jakou se dřevo stane součástí půdy. Většina prací se neshoduje právě v rychlosti rozkladu vzhledem k průměru dřeva. Je jasné, že v horských smrkových lesích se nejdéle rozkládají smrkové kmeny větších průměrů, RENVALL (1995) uvádí dobu rozkladu mezi 70-200 lety. HOLEKSA (2001) zase došel k závěru že rozklad kmenů největších dimenzí může trvat až 130 let. VACEK (1982) ve své studii z Krkonoš došel k závěrům, že dekompozice odumřelých kmenů a jejich částí probíhá velmi pomalu (25-155 let).

Studie zabývající se rozkladem dřeva v místech horských smrčín v západních Karpatech, tedy v místech s podobnými podmínkami jaké charakterizují naše horské smrčiny (např. Šumavu), pochází od ZIELONKY (2006b). Výsledky této studie určují minimální dobu potřebnou k rozložení kmene 70-75 let. Doba rozkladu kmene může trvat ještě o 20-30 let déle. A to v případech, kdy okamžitě po odumření stromu nedošlo ke kontaktu kmene s půdou. To znamená v případech, kdy smrt stromu nebyla způsobena větrem nebo sněhem, ale např. dřevokazným hmyzem, jako je např. lýkožrout smrkový - *Ips typhographus* (vznik stojících souší). Jiným faktorem prodloužení doby rozpadu pak mohou být různé skály či balvany, zabraňující kontaktu kmene s půdou (HOLEKSA 1998 in ZIELONKA 2006b).

V boreálních lesích Severní Ameriky může trvat úplné rozložení kmene ještě mnohem déle. Např. HARMON et al. (1986) uvádí dobu úplného rozložení kmene *Pseudotsuga menziesii* až 300 let, *Thuja plicata* dokonce až 1000 let.

Rozložení borky smrku dřevokaznými houbami oproti dřevu trvá nepoměrně dlouho, a to zejména pokud je borka kompaktní, např. při vyvrácení živého jedince. Potom i dekompozice dřeva, které je pokryto kompaktní borkou, probíhá v horských podmínkách velmi pomalu a v omezeném rozsahu. Rozklad vnitřní lýkové části probíhá mnohem rychleji než rozklad



vnější korkové části. Studie odhalila i případy, kde na různých částech kmenů a pařezů, které už byly téměř rozloženy, byla kůra stále v souvislých částech prakticky nedotčena houbami. Souvislé, téměř nedotčené pláty kůry mohou vydržet až 55 let (VACEK 1982). Kůra stromů je tvořena pletivou vyznačujícími se velkou odolností k teplotám, mechanickým a chemickým působením a k působení enzymů hub a bakterií. Tuto odolnost kůry zejména proti houbám a bakteriím způsobuje vysoký obsah suberinu, tj. látky tukové povahy, ukládající se v buněčných blanách kůry (ČERNÝ 1976), tříslovin a některých dalších látek. Některé druhy lišejníků mohou působit na růst hub alelopaticky a tím bránit rozkladu borky (RYPÁČEK 1957).

U stromů napadených kůrovcem (*Ips typographus*) je však situace značně odlišná, protože kůra může začít opadávat už od prvního roku po napadení. U souší se většinou napřed odlomí vrchol, který ještě bývá pokrytý kůrou, silnější části kmenů se však většinou lámou v době, kdy kůra opadá, což je většinou od pátého roku po uschnutí. Kůrou pokryté vršky souší, které po odlomení leží na zemi, bývají porostlé plodnicemi *T. abietinum* (druh způsobující bílou hnilobu), jehož aktivita zřejmě značně přispívá, podobně jako u *F. pinicola*, ke ztrátě pevnosti dřeva (RENVALL 1995).

Pro shrnutí této kapitoly, na rychlost rozkladu dřeva má vliv mnoho faktorů. Doba rozkladu kmene v listnatém lese může trvat výrazně kratší dobu než v horském smrkovém lese. To je podmíněno stanovištěm, nadmořskou výškou, klimatem a podobnými faktory. Pokud uvážíme všechna výše uvedená fakta o úplné době rozkladu kmene v podmínkách horského smrkového lesa, je možné že ještě po 150 letech narazíme v lese na zatím nerozložený kmen (VACEK 1982, RENVALL 1995, HOLEKSA 2001)



Ukázka rozkladu kmene houbami hnědého tlení. Foto: Jan Rejzek

### 3.3 Faktory ovlivňující množství dřeva v lese

Množství dřeva na jednotlivých stanovištích může být a je odlišné. Předpokládá se, že na to může mít vliv několik faktorů. Například SVOBODA (2005a) ve své studii horského smrkového lesa Šumavy shrnuje možné faktory ovlivňující rozdílné množství mrtvého dřeva na jednotlivých plochách. Výškový gradient, klimatické podmínky, rozdílné stanovištní podmínky a vliv lidské činnosti v minulosti jsou možnou příčinou těchto zjištění. Vliv nadmořské výšky výrazně ovlivňuje výšku stromů. Prokázaná závislost výčetní tloušťky na výšce stromu (ŠRŮTEK, LEPSŠ 1994, DOLEŽAL 1998, ŠRŮTEK et al. 2002 in SVOBODA 2005a) ovlivňují průměrnou hmotnatost stromů a tím také rozměry a tedy objem mrtvého dřeva. Množství tlejícího dřeva neovlivňuje jen maximální výška a tloušťka stromu. HOLEKSA (2001) uvádí, že při zkoumání množství dřevní hmoty v lese je třeba brát v úvahu velikost plochy, na které se zkoumané množství tlejícího dřeva nachází, průměrný počet stromů na hektar a také fakt, jestli v minulosti docházelo k odstraňování dřevní hmoty ze zkoumané oblasti. Podlé jiných autorů, kteří své studie zaměřili do porostů zařazených do stadií lesa definovaných v teorii „malého vývojového cyklu“, se nejvyšší objem tlejícího dřeva nachází ve stadiu rozpadu a ve stadiu dorůstání (KORPEL 1989, SANIGA 2001 in SVOBODA 2005a). Např. SANIGA (2001 in SVOBODA 2005a) zjistil množství tlejícího dřeva ve stadiu rozpadu od 188 do 219 m<sup>3</sup>/ha a ve stadiu dorůstání od 80 do 250 m<sup>3</sup>/ha. Fakt, že na zásobu tlejícího dřeva má výrazný vliv to v jakém vývojovém stadiu se daný les nachází, prokázali ve studii SANIGA a SCHUTZ (2001).

Ve středoevropských přírodních lesích ALBRECHT (1991 in MÍCHAL 2000) zjistil rozpětí 50-200 m<sup>3</sup>/ha odumřelého dřeva s maloplošnými koncentracemi ve stadiu rozpadu. V stadiu dorůstání a zralosti přírodního lesa klesá množství odumřelého dřeva úměrně druhově specifické době rozkladu. KORPEL (1989) evidoval v karpatských bukových pralesích 40-80 m<sup>3</sup>/ha odumřelé hmoty, ve smrkových 85-400 m<sup>3</sup>/ha. Hlavní rozdíl je vidět v různém tempu rozkladu dřevní hmoty obou dřevin. Je to podmíněné hlavně druhem dřeviny a podnebím (MÍCHAL 2000).

### 3.3.1 Množství tlejícího dřeva v různých částech světa

V horských lesích pralesovitého charakteru v oblastech střední Evropy (v Tatrách a na Šumavě) byla zjištěna hodnota tlejícího dřeva pohybující se od 60 do 150 m<sup>3</sup>/ha (HOLEKSA 2001, SVOBODA 2005a, ZIELONKA 2006b). SIITONEN et al. (2000) v jižních a středních boreálních zónách Finska, zjistil hodnoty tlejícího dřeva pohybující se od 90-120 m<sup>3</sup>/ha a v zónách severních boreálních lesů hodnoty od 50-80 m<sup>3</sup>/ha. Na horní hranici lesa byl pak úbytek odumřelého lesa v průměru o 20 m<sup>3</sup>/ha. Hodnoty tlejícího dřeva pohybující se okolo 200 m<sup>3</sup>/ha pak zaznamenal HOFGARD (1993) v oblastech boreálních lesů Švédska. Bezkonkurenčně největší podíl tlejícího dřeva (30-1400 m<sup>3</sup>/ha) byl zaznamenán v oblastech hor a boreálních lesu Kanady a USA (HARMON et al. 1986, STURTEVANT et al. 1997). Z těchto faktů se dá usuzovat že v boreálních lesích se nachází více odumřelého dřeva než v horských lesích střední Evropy.

Fakt, že se v horských smrkových lesích střední Evropy obecně nachází menší množství tlejícího dřeva než v oblastech boreálních lesů může být způsobeno tím, že zde dochází především k maloplošnému rozpadu (dřevokazný hmyz, houbové patogeny), na rozdíl od lesů boreálních (HOLEKSA 2001). MÍCHAL (1983) uvádí, že dynamika smrkových horských lesů střední Evropy může mít za určitých podmínek, tedy v případě disturbancí způsobujících velkoplošný rozpad (viz. kapitola 2.1), stejný charakter jako smrčiny v boreální tajgové zóně Skandinávie, Sibíře a Severní Ameriky.

### 3.3.2 Množství tlejícího dřeva v přírodních a hospodářských lesích

Zásoba tlejícího dřeva v původním horském smrkovém lese se podle různých studií může pohybovat kolem 130 až 300 m<sup>3</sup>/ha (KORPEL 1993, HOFGAARD 1993, HOLEKSA 2001, JEŽEK 2004, SVOBODA 2005). Toto množství představuje až 3 cm tlustou vrstvu tlejícího dřeva, která leží na povrchu půdy v celém pralese. Za mrtvé dřevo můžeme považovat souše, různé pahýly, pařezy a hlavně na povrchu půdy ležící vyvrácené nebo zlámané stromy různého stáří. Význam a funkce mrtvého dřeva jsou do velké míry závislé na různorodosti struktury (prostorové, věkové a druhové) lesa a jeho vývojových cyklů. Také stanovištní a klimatické podmínky v daném lese hrají velkou roli (SVOBODA 2008).

Přestože by mrtvé dřevo v hospodářských lesích jistě mělo také svůj význam, stejně jako v horských lesích pralesovitého charakteru, v našich podmínkách se k ponechání dřeva v těchto oblastech zatím výrazně nepřistoupilo. Je to možná způsobeno zatím malým počtem prací, které se touto problematikou u nás zabývají. JANKOVSKÝ et al. (2004), v podmínkách

Moravskoslezských Beskyd, určil optimální množství tlející dřevní hmoty 20-30% porostní zásoby. Ve zkoumaných podmínkách to bylo 60-120 m<sup>3</sup>/ha. Toto množství tlejícího dřeva není možné tak úplně generalizovat pro lesy hospodářské. V podmínkách těchto lesů jsou sice vytyčeny jiné priority než v případě chráněných území, ale i přesto je zde také z ekonomického hlediska přijatelným řešením ponechání stojících a ležících souší bez jakéhokoliv zpracování tak, aby nedošlo k narušení stability lesních porostů.



Tlející dřevo nacházející se v oblastech Trojmezenského pralesa. Foto: Jan Rejzek

**Závěr:**

Z této práce je dobře vidět, že problematika tlejícího dřeva v lesním ekosystému je rozsáhlým a určitě zajímavým tématem. Samozřejmě zatím existuje řada nezodpovězených otázek a některá témata související s rozpadajícím se dřevem jsou teprve v začátcích. Proto je na nás, na mladé generaci, abychom na nezodpovězené otázky našli odpovědi, které mohou přispět k novému pohledu na management chráněných oblastí, popřípadě k využití poznatků i v lesích hospodářských.

O tomto tématu jsem toho přečetl hodně, avšak asi nejdůležitější věcí je uvědomit si fakt, že tlející dřevo je součástí dynamiky lesních ekosystémů a nelze ho tedy chápat jako mrtvý les. Tlející dřevo je jen jednou z fází přirozeného vývoje lesních společenstev, substrátem, který je plný života a je důležitým faktorem ovlivňujícím vznik nové generace lesa. Pro biodiverzitu a přirozený vývoj lesního ekosystému je tlející dřevo nepostradatelnou součástí. Z toho vyplývá, že ponechání mrtvého dřeva, nejen v oblastech horských smrkových lesů, je velmi důležité.

Disturbance sice z jistého úhlu pohledu s sebou přinášejí určité škody, ale tyto škody se nikdy nedají srovnávat se škodami, které je schopen v lesním ekosystému způsobit člověk svým zásahem.



## Literatura

- ČERNÝ, A., 1989: Parazitické dřevokazné houby. SZN, Praha, 104 pp
- FRELICH, L.E., 2002: Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests. *Cambridge University Press, Cambridge, 261 p.*
- FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., PELT v. R., CAREY, A. B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C., BIBLE K., CHEN, J., 2002: Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management 155, 399-423.*
- GRAHAM S.A., 1925: The felled tree trunk as an ecological unit. *Ecology 4, 397-411*
- GROMTSEV, A., 2002: Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica 36(1): 41-55.*
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., 1989: Tree Seedlings on Logs in Picea-Tsuga Forests of Oregon and Washington. *Ecology 70, 48-59.*
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K. & CUMMINS, K.W., 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res. 15: 133-302.*
- HOFGAARD, A., 1993: Structure and Regeneration Patterns in a Virgin Picea-Abies Forest in Northern Sweden. *J. Veg. Sci. 4, 601-608.*
- HOFMEISTER, J. et SVOBODA, M., 2007: Samovolný vývoj horských lesů. *Lesnická práce 287, s. 13-15*
- HOLEKSA J., 2001: Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt 120, 256-270.*
- HOLMER, L. et STENLID, J., 1997: Competitive hierarchies of wood decomposing basidiomycetes in artificial systems based on variable inoculum sizes. *Oikos 79, 77-84*
- HORÁK J. et al., 2007: Proč je důležité mrtvé dřevo? *Pardubický kraj, Pardubice, 20 s*
- JANKOVSKÝ L., VÁGNER, A. et APLTAUER, J., 2002: The decomposition of wood mass under conditions of climax spruce stands and related mycoflora in the Krkonoše Mountains. *Journal of Forest Science 48 (2), 70-79*
- JANKOVSKÝ, L., 2005: Dřevní houby, tlející dřevo a les. *Sumava zlom-zv, s. 12*

- JANKOVSKÝ, L., LIČKA, D., et JEŽEK, K., 2004: Inventory of dead wood in the Kněžyně-Čertův mlýn national Nature Reserve, the Moravian-Silesian Beskids. *Journal of Forest Science* 50(4): 171-180
- JONÁŠOVÁ, M., 2001: Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým. *Silva Gabreta*, 6: 241-248
- JONSON B.G., KRUYNS N., RANIUS T., 2005: Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management. *Silva Fenica* 39: 289-309
- KORPEL, 1989: Pralesy Slovenska. *Veda, Bratislava*, 465 pp.
- KULAKOWSKI, D. et BEBI, P., 2004: Range of Variability of unmanaged subalpine forests, *Forum für Wissen*, 2004: 47-54.
- MASER, C. et TRAPPE J. M., 1984: The seen and unseen world of the fallen tree. 54 p. *U.S.D.A., Forest Service, Gen. Tech. Report PNW-GTR-164*
- MÍCHAL, I., 1983: Dynamika přírodního lesa I. *Živa*, 31 (LXIX), 1 : 8-13
- MÍCHAL, I., 2000: Ponechávání odumřelého dřeva v lesích a péče o biologickou rozmanitost. *Ochrana přírody*. 5, 136-138
- MOORE, J.C., BERLOW, E.L., COLEMAN, D.C., DE RUITER PC, DONG Q, HASTINGS A., JOHNSON, N.C., McCANN, K.S., MELVILLE K., MORIN P.J., NADELHOVER K., ROSEMOND A.D., POST D.M., SABO, J.L., SCOW, K.M., VANNI, M.J., WALL, D.H., 2004: Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol Lett* 7: 584-600
- PODRÁZSKÝ, V. et al., 2001: Ekologická a ekonomická kritéria pro rozhodování o ponechání lesů ve zvláště chráněných územích spontánním procesům včetně posouzení rizik a ekonomických aspektů. [Závěrečná zpráva projektu VaV 610/1/99]. *Praha, LF ČZU*: 125.
- POUSTKA V., 2005: Tlející dřevo smrku a výskyt hub na Trojmezské hoře na Šumavě. [Dp. Thesis, in Czech.] 40 p. *Faculty of Biological Sciences, The University of South Bohemia, České Budějovice*
- RENVALL, P., 1995: Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35, 1-51
- RYPÁČEK, V., 1957: Biologie dřevokazných hub. 209 p. *Nakladatelství ČSAV, Praha*
- SANIGA, M. et SCHUTZ, J. P., 2001: Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *Journal of Forest Science*, 47(12), 557-565

- SIITONEN J., MARTIKAINEN P., PUNTTILA P., RAUH J., 2000: Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128, 211-225
- SIITONEN, J., PENTILLÄ R. et KOTIRANTA H., 2001: Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49, 231-242
- SKUHRAVÝ, V., 2002: Lýkožrout smrkový a jeho kalamity. *Agrospoj, Praha, 196 p.*
- STENLID, J. et GUSTAFSSON M., 2001: Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins* 49, 85-91
- STURTEVANT, B. R., BISSONETTER, J. A., LONG, J. N., ROBERTS D. W., 1997: Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications*, 7, 702-712
- SVOBODA, M., 2005a: Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezná. *Zprávy lesnického výzkumu*. 50: 33-45.
- SVOBODA, M., 2005b: Význam tlejícího mrtvého dřeva pro odrůstání nové generace lesa v horském smrkovém pralese. *Šumava zlom-zv Stránka* 10
- TARASOV M.E. et BIRDSEY R.A., 2001: Decay rate of potential storage of coarse woody debris in the Leningrad Region. *Ecological Bulletins* 49, 137-147
- VACEK, S., 1982: Ekologické aspekty dekompozice biomasy v autochtonních ochranných smrčínách. *Zprávy lesnického výzkumu* 27 (2), 5-11
- VACEK, S., 1981: Vyhledky na úspěch přirozené obnovy v ochranných horských lesích Krkonoš. *Lesnická práce*, 60, č. 3, 118 . 124 s.
- VACEK, S., 1990: Analýza autochtonních smrkových populací na Strmé stráni v Krkonoších. *Opera corcontica*, 27, s. 59 . 103.
- VÝSKOT, M., a kol., 1981. Československé pralesy. *Academia, Praha: 270.*
- ZIMMERMAN, J.K., PULLIAM, W.M., LODGE, D.J., QUINONES-ORFILA, V., FETCHER, N., GUZMAN-GRAJALES, S., PARROTTA, J.A., ASBURY, C.E., WALKER, L.R. & WAIDE, R.B., 1995: Nitrogen immobilization by decomposing woody debris and the recovery of tropical wet forest from hurricane damage. *Oikos* 72: 314-322.
- ZIELONKA, T., 2006a: When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17: 739-746, 2006

ZIELONKA, T., 2006b: Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*; Oct2006;36

## **Přílohy:**

### **Rozdělení dřevokazných hub**

#### **1. Celulozovorní houby**

Houby celulozovorní rozkládají jen celulózní složku dřeva. Dřevo v první fázi rozkladu je okrově žluté a postupně hnědne uvolňovaným ligninem. Později se začínají ve dřevě vytvářet jemné příčné a podélné trhlinky, které se v další fázi zvětšují, a často se v nich u některých druhů hub vytvářejí pláty bílé syroccia. Dřevo značně ubývá na váze i na objemu a hranolovitě se rozpadá. Celulozovorní houby způsobují tzv. destrukční rozklad dřeva. V konečné fázi rozkladu je dřevo červenohnědé nebo hnědé. Červenohnědou hnilobu dřeva působí například sírovec žlutooražový a hnědák Schweinitzův, hnědou troudnatec pásovaný, bělochoroš hořký, březovník obecný aj. (ČERNÝ 1989). Všechny tyto druhy jsou zástupci skupiny hub hnědého tlení, bráno podle poměru huminových kyselin a fulvokyselin v hydrolyzátu.

#### **2. Ligninovorní houby**

Lignivorním houbám, které mohou kromě polysacharidické složky dřeva štěpit i ligninové impregnace buněčné blány, dávají tuto schopnost specifické oxidační enzymy polyfenoloxidázy. Kromě oxidáz produkují lignivorní houby i polysacharózy a oligosacharózy jako houby celulozovorní, a proto vedle oxidace ligninové složky štěpí i polysacharidický podíl ve dřevě. Avšak činnost a produkce obou enzymatických komplexů nejsou vždy stejně mohutné. V dřevokazných houbách jsou přítomny ještě další enzymy (xylanáza, štěpí xylan; manáza, štěpící mannan; dále inulaza, lichenáza, pektináza, ureáza, emulzin, esteráza, trypsin, pepsiny a další (RYPÁČEK 1957).

Houby lignivorní rozkládají vedle celulózní složky dřeva i lignin. Dřevo světlá, avšak při infekci některými houbami v počáteční fázi rozkladu přechodně nabývá tmavšího zabarvení. Většinou dřevo rovnoměrně bělá v celé infikované části, existují však případy, kdy má jen světlé pruhy (ČERNÝ 1989). Tyto druhy hub v podstatě reprezentují houby bílého tlení.