

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE  
Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bc. Šárka Janouchová

**Rozdíly v prostorové distribuci a dynamice šíření kůrovce (*Ips typographus*) v rozsáhlých polomových plochách způsobených orkáнем Kyrill v NP Šumava**

**Differences in spatial distribution and dynamics of bark beetle (*Ips typographus*) spreading in extensive windfall areas caused by the hurricane Kyrill in the Šumava NP**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Zdeňka Křenová, Ph.D.

srpen 2016

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne

.....  
Šárka Janouchová

#### Poděkování:

Tímto bych chtěla poděkovat své školitelce, RNDr. Zdeňce Křenové, Ph.D. za trpělivé, odborné a přátelské vedení mé diplomové práce a cenné rady. Ráda bych také poděkovala Lesní správě Prášily za poskytnutá data a informace. V neposlední řadě děkuji své rodině za podporu nejenom během studia. Dále děkuji Vojtovi za pomoc v terénu, Hance a Alešovi za asistenci s mapami, Magdě za překlad a mým skvělým přátelům za oporu.

## **Abstrakt**

Hledání nejvhodnějšího managementu lesů v období, kdy v Evropě narůstá frekvence výskytu větrných a kůrovcových kalamit, je velkou výzvou pro lesníky, a především správce chráněných území. Prohloubení odborných znalostí o efektivitě a důsledcích zvolených postupů jsou nezbytným podkladem pro optimalizaci managementu.

Tato diplomová práce v první části shrnuje informace o ekologii lýkožrouta smrkového, přírodních disturbancích, které se vyskytují ve středoevropských lesích, a metodách jejich asanací. Druhá část práce je věnována zhodnocení dat prostorové distribuce a dynamiky šíření kůrovců ve vybraných lokalitách v NP Šumava a dat o zmlazení. Byla využita data z vlastního terénního výzkumu, lesnických hospodářských plánů Lesní správy Prášíly a záznamy kůrovcového dřeva z lesnických map z let 2000 až 2006.

Bylo zjištěno, že výskyt kůrovcových stromů je korelován s výskytem v předchozích letech a ani aplikace aktivního managementu, tj. kácení a odvoz kůrovci napadených stromů, šíření kůrovců neeliminuje. Navíc aktivní management způsobuje fragmentaci porostů zvyšující riziko jejich dalšího rozpadu a na vytvořených pasekách se vyskytuje menší počet a druhově omezenější přirozené zmlazení. Aplikace pasivního managementu, tj. ponechání samovolnému vývoji, bylo shledáno coby vhodnější především pro ekologicky cenné části chráněných území.

**Klíčová slova:** kůrovec, lýkožrout smrkový, management, Národní park Šumava

## **Abstract**

Search for the most appropriate forest management in the period of increasing frequency of windstorm and bark beetle outbreaks is a big challenge for foresters and mainly for managers of protected areas. A better knowledge of effectiveness and ecological consequences of applied methods is necessary for good management of forest ecosystems.

The ecology of European spruce bark beetle, natural disturbances occurring in Middle European forests and post-disturbance measures are reviewed in the first part of this master thesis. Analysis of data about the spatial distribution and dynamics of bark beetle spreading in one of the forest districts of the Šumava National Park and the data about forest regeneration are published in the second part. Own field records together with data from the forest management plan and maps with records of occurrence of the bark beetle infected trees in study area between 2000 and 2006 were used in this study.

The significant correlations between occurrence of the bark beetle infected trees and their occurrence in previous years were found. The active management (cutting down and removing of bark beetle infected trees) can't eliminate the bark beetles outbreak. Moreover, the active management causes the fragmentation of canopy and increases the risk of further degradation of the forest. Additionally, a lower number of seedlings together lower biodiversity of natural regeneration were found in plots with the active management. Passive, i.e. non-interventive, management is recommended as more appropriate for ecologically valuable parts of protected areas.

**Key words:** bark beetle, European spruce bark beetle, management, Šumava National Park

## OBSAH

1. Úvod.....	8
2. Disturbance, kůrovec a typy aplikovaných managementů.....	9
2.1 Dynamika lesních ekosystémů .....	9
2.2 Ekologie druhu <i>Ips typographus</i> .....	11
2.3 Faktory ovlivňující vznik a průběh kalamit lýkožrouta smrkového .....	16
2.4 Historie výskytu kůrovcových gradací v NP Šumava .....	17
2.5 Ochrana lesních porostů před kůrovcem .....	20
2.6 Managementy v národních parcích.....	23
3. Metodika .....	28
3.1 Zájmové území .....	28
3.2 Prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců.....	33
3.3 Zmlazení v lokalitách ovlivněných kůrovcovou gradací.....	35
4. Výsledky .....	38
4.1 Prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců.....	38
4.2 Zmlazení v lokalitách ovlivněných kůrovcovou gradací.....	43
5. Diskuze .....	49
6. Závěr .....	54
7. Literatura.....	56
Přílohy .....	62

## **Použité zkratky**

A	aktivní management
ANCOVA	analýza kovariance
ANOVA	analýza rozptylu
ČR	Česká republika
ČZÚK	Český úřad zeměměřičský a katastrální
CHKO	chráněná krajinná oblast
IUCN	International Union for Conservation of Nature (mezinárodní svaz ochrany přírody)
LC	lesní celek
LHC	lesní hospodářský celek
LHP	lesní hospodářský plán
LS	lesní správa
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NP	národní park
NPP	národní přírodní památka
NPR	národní přírodní rezervace
NPŠ	Národní park Šumava
P	pasivní management
PP	přírodní památka
PR	přírodní rezervace
ÚP	územní pracoviště

# 1. Úvod

Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) společně s dalšími druhy kůrovců jsou přirozenou součástí ekosystémů jehličnatého i smíšeného lesa, a při narušení porostů například vichřicí či zlomy mokrým sněhem dochází k nárůstu jejich populační hustoty (Jonášová, 2013). Ke gradaci, v hospodářských lesních porostech nazývané „kalamita“, dochází velmi snadno především v porostech rostoucích na nevhodných stanovištích, ekologicky oslabených například acidifikací či stresovaných suchem. Lýkožrout smrkový má obrovský hospodářský význam (Öhr, 2012). V důsledku žiru kůrovců stromy hynou a mohou být zničeny miliony krychlových metrů dřeva. V České republice v posledním desetiletí dochází ke zvýšenému výskytu kůrovcových kalamit (Knižek, 2016). Lýkožrout smrkový má vhodné podmínky mimo jiné také v oblasti Šumavy, kde smíšené porosty nižších poloh s bukem, jedlí a smrkem nahradily monokultury smrku (Kindlmann et al., 2012).

Vlastníci lesů mají povinnost řešit gradaci lýkožrouta smrkového podle lesního zákona 289/1995 Sb., ze dne 3. listopadu 1995 *O lesích a o změně a doplnění některých zákonů*. Lesy Národního parku Šumava nejsou a priori lesy určené k hospodářskému využití, a proto je třeba při hledání optimálního managementu lesů postižených kůrovcovou gradací zohlednit nejen efektivitu zvolených protikůrovcových opatření, ale také řadu ochranných omezení (např. lokální výskyt zranitelných přírodních stanovišť nebo hnízdění zvláště chráněných druhů citlivých na rušení).

Cílem této diplomové práce je zhodnotit terénní záznamy o výskytu kůrovců z lesnických hospodářských map pořizovaných na Lesní správě Prášíly v západní části NP Šumava a s využitím údajů o charakteru kůrovci napadených porostů přispět k pochopení populační dynamiky tohoto dřevokazného hmyzu a zhodnotit efektivitu prováděných protikůrovcových opatření. S cílem hodnotit vliv prováděných managementů v porostech postižených kůrovcovou gradací bylo dále zkoumáno zmlazení v lokalitách s různým managementem (stojící souše, ponechané vývraty, paseky). Lze očekávat, že získané poznatky budou využity v budoucnosti při nastavení efektivnějšího managementu lesních ekosystémů v národních parcích a dalších chráněných územích.



## **2. Disturbance, kůrovec a typy aplikovaných managementů**

### **2.1 Dynamika lesních ekosystémů**

Dynamika lesních ekosystémů je velmi často předmětem zájmů ekologů a lesníků ve střední Evropě. Pozornost je věnovaná lesům přírodě blízkým, které jsou často nesprávně označovány za lesy přirozené (skutečné přirozené lesy se v ČR prakticky nevyskytují). V lesech přírodě blízkých často probíhaly hospodářské zásahy, ale hospodaření zde bylo vyloučeno v delším nebo kratším období posledních let (Křižová & Ujházy, 2007).

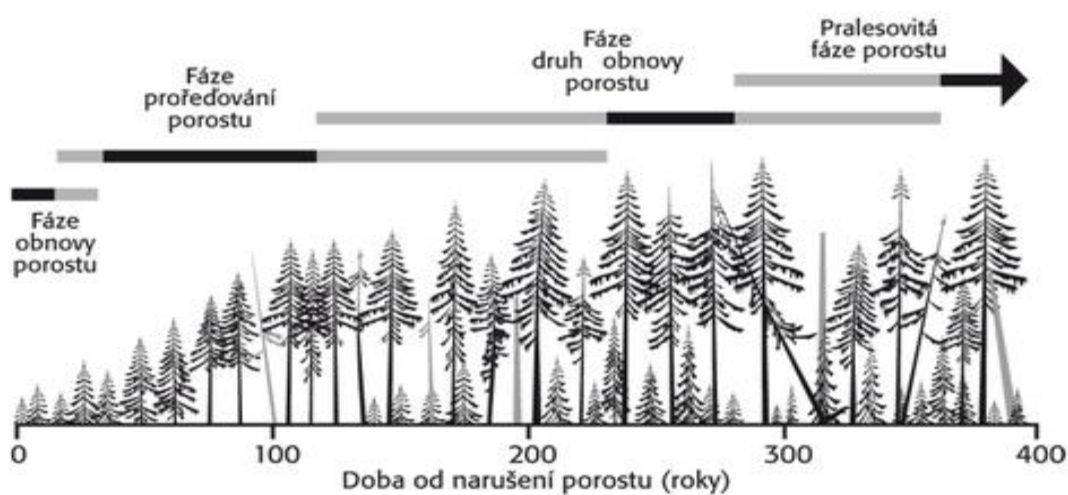
#### Acidifikace

V druhé polovině 20. století byly lesy v České republice, podobně jako i v dalších oblastech Evropy, postiženy výrazným znečištěním ovzduší a ekologickými zátěžemi, které způsobily značné fyziologické oslabení porostů především v nejvyšších horských polohách. Oslabení porostů se projevovalo specifickými znaky, a to konkrétně defoliací, žloutnutím a nekrózami porostů (Vacek et al., 2006). Také území Šumavy a zdejší lesní ekosystémy byly do jisté míry ovlivněny kyselou depozicí (Majer et al., 2003). Tato situace má negativní dopady nejenom na produkci, ale i na ekologické funkce lesa, a to i na jejich rezistenci vůči napadení (např. hmyzími škůdci) či na houbové patogeny. Tyto faktory vedou k narušení struktury ekologické stability a biologické rozmanitosti (Vacek et al., 2006). Velmi důležitým úkolem pro lesní hospodářství a ochranu přírody a krajiny je forma regenerace a stabilizace těchto porostů.

#### Disturbance

Disturbance jsou hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů ve světě (Frelich, 2002). Ve střední Evropě jsou vítr a hmyzí kalamity považovány za jeden z významných činitelů, které mohou ovlivňovat dynamiku lesa (Obr. 1; Svoboda, 2007). Disturbance (narušení, poškození lesa, kalamity, katastrofy) představují významné a často náhlé změny v ekosystémech (Křižová & Ujházy, 2007). Disturbance jsou spojené hlavně s odumřením dospělých porostů dřevin. Po disturbanci ekosystém překonává podstatné změny ve vnitřní struktuře, vztahy mezi jeho složkami a procesech (Pickett, 1985). K nejdůležitějším přírodním disturbancím přírodních a i obhospodařovaných lesů ve střední Evropě patří vichřice (Fischer et al., 2002). Vyskytují se jak velké bouře, kde škoda na lesních porostech může činit více než desítky milionů m<sup>3</sup>, ale i bouře lokálního typu, které mají vliv na porosty místní úrovně.

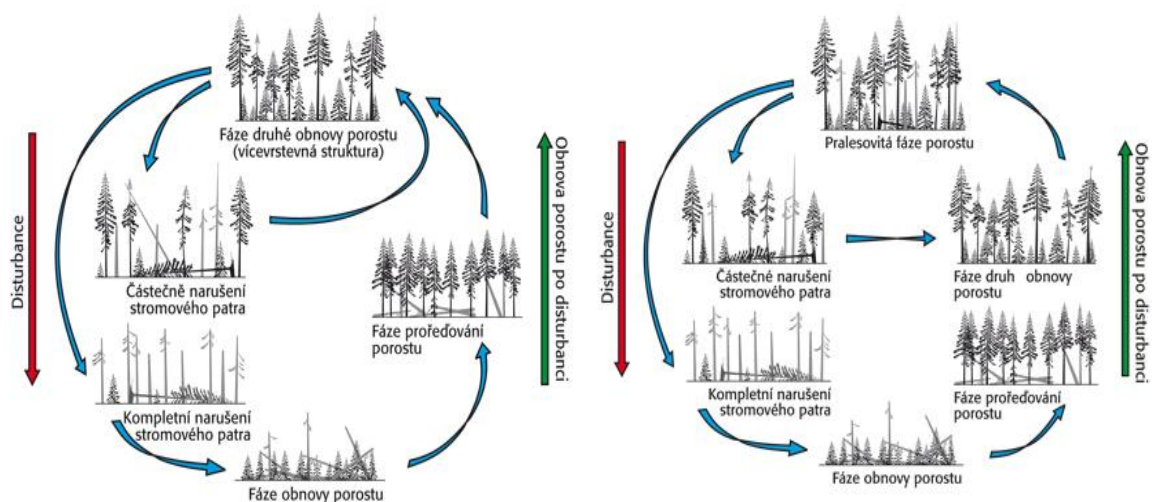
Pochopení přírodních disturbancí (Obr. 2), které se stále častěji vyskytují v evropských lesích, je nezbytnou podmínkou pro posun k ekologickému a přírodě blízkému hospodaření. Poznání příčin a důsledků, ať se jedná o disturbance způsobené bouřemi nebo jsou lesy poškozené ohněm či kalamitami hmyzu, je velmi důležité (Fischer et al., 2002). Kalamity a těžko předvídatelné události leckdy vyvolávají u správců území potřebu rychlé akce, ale není ojedinělé, že v obavě z prodlení zahájí činnosti, které mohou vyvolat větší dopady na ekosystém než samotná disturbance (Foster & Orwig, 2006). Těžba v oblastech, které jsou poškozeny vichřicemi nebo jinými vlivy, nebo těžba preventivní ve snaze zlepšit odolnost lesů vůči budoucím disturbancím a stresu může iniciovat velice podstatné změny ve struktuře ekosystému a jeho funkci. Značná část těchto činností se provádí bez ohledu na nedostatek kvalitativních a kvantitativních informací o dopadech disturbancí a následných managementových opatření (Foster & Orwig, 2006).



Obr. 1 Schéma vývoje horského smrkového lesa v rámci sekundární sukcese po disturbance, např. vichřicí nebo lýkožroutem smrkovým (zdroj: Svoboda, 2007)

Vědecké studie ukazují, že porosty, které se vyvíjejí pouze pod vlivem přírodních disturbancí (kůrovec, větrné polomy a vývraty) bez lidských zásahů, vykazují v podmáčených a polopodmáčených smrčinách dobré regenerační schopnosti díky vhodným mikroklimatickým i mikrostanovištním podmínkám. Přírodní disturbance navíc přispívají k tvorbě diferencovanějších porostů. Oproti tomu na holinách dochází k drastickému narušení přírodních procesů včetně redukce vhodných substrátů pro zmlazení dřevin. K samotné destabilizaci dochází i v asanovaných porostech (Matějková & Jonášová, 2004).

Nejcennější místa pro studium dynamiky přirozeného lesa bez přímého dopadu lesnictví jsou národní parky. V NP nejsou disturbance způsobené přírodními faktory kalamitní událostí, ale přirozenou součástí a hnací silou vývoje lesa a zároveň východiskem pro nastartování změny směřující ke vzniku nové, přírodě bližší generace lesa (Fanta & Křenová, 2009). Lýkožrouta smrkového lze tedy považovat za klíčový druh pro dynamiku zdejších lesů (Müller et al., 2008).



Obr. 2 Model dynamiky horských smrkových lesů ve střední Evropě. Disturbance (vítr a lýkožrout smrkový) jsou považovány za nejdůležitější faktory, které ovlivňují lesní dynamiku. Výsledný charakter jako dynamika a struktura je výsledkem působení těchto disturbancí. Na levém obrázku je síla a frekvence disturbancí tak vysoká, že lesní porost v rámci sekundární sukcese nedospěje do závěrečné fáze vývoje. Na pravém obrázku je síla a frekvence disturbancí nižší s porovnáním s předchozím porostem a díky tomu se v tomto případě v krajině nachází v tzv. závěrečné fázi sekundární sukcese – stará pralesovitá fáze (Svoboda, 2007). (zdroj: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/>)

## 2.2 Ekologie druhu *Ips typographus*

Lýkožrout smrkový *Ips typographus* (Obr. 3) je nejzávažnějším škůdcem smrkových porostů v Evropě (Skuhrový, 2002). Ve střední Evropě se vyskytuje hlavně na smrku ztepilém *Picea abies* (Lam.) Link. Patří mezi zástupce čeledě kůrovcovití (*Scolytidae*), řád brouci (*Coleoptera*). V českém jazyce bývá označován jako kůrovec, lýkožrout (Zumr, 1995). Dospělý jedinec má válcovité tělo, velikosti 4,2-5,5 mm. Tělo je lesklé, hnědočerné. Po celém obvodu těla je brouk světle žlutě ochlupený (Skuhrový, 2002).

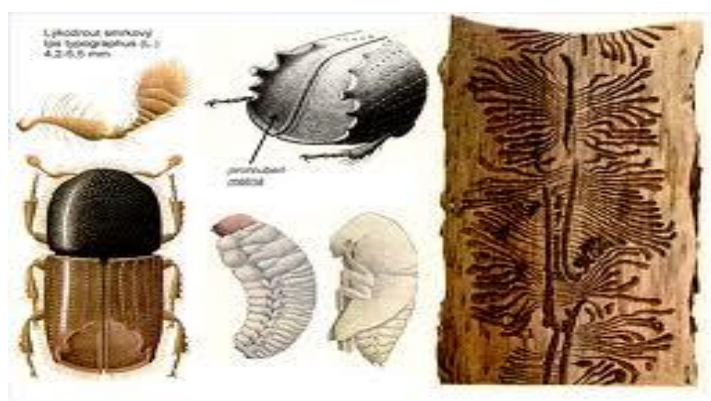
Vajíčko: Stadium vajíčka má nejkratší trvání (6-18 dnů) a v přírodě se nalézá pouze ve vegetačním období stromů, nikdy nepřezimuje. Vajíčka jsou kladena jednotlivě do vyhlodaných vrubů na obou stranách matečné chodby. Samička naklade během svého života 20-100 vajíček (Zumr, 1995). Po páření může samička lýkožrouta smrkového naklást až 80 vajíček (Wermelinger, 2004), ale v průměru je to 60 vajíček (Zumr, 1995), která v matečných chodbách ukládá do jednotlivých zářezů. Během kladení je samička vícekrát odpodňována (Zumr, 1995).



Obr. 3 *Ips typographus* (zdroj: [www.insect-foto.com](http://www.insect-foto.com))

Larva: Larva (Obr. 4) se zažírá do lýka a hlodá kolmo na směr matečné chodby. Délka doby vývoje larvy je 6-50 dnů. Larvy se líhnou z vajíček postupně zhruba po 6-18 dnech a celkem 3 krát se svlékají a přitom zvětšují svůj objem.

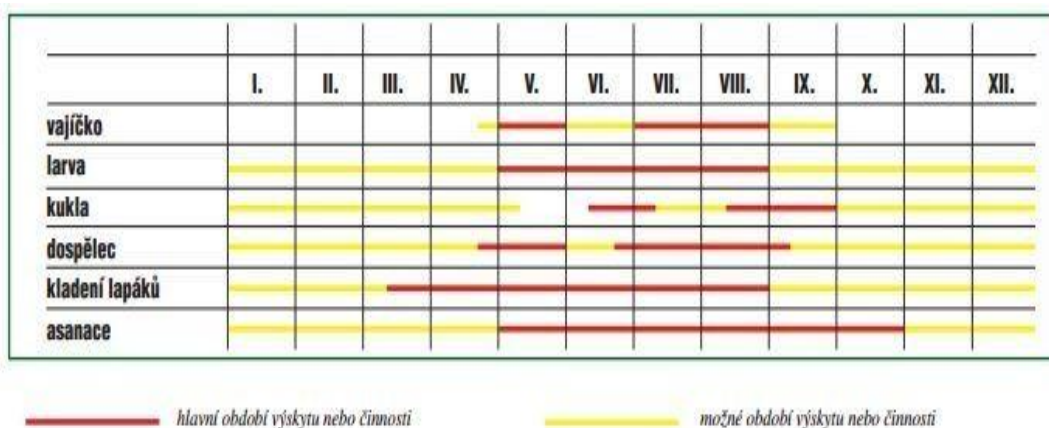
Kukla: Stadium kukly nalezneme po ukončení prvního, druhého i sesterského pokolení během vegetační doby (Obr. 5). V menší míře také při přezimování. Kukla se nachází v kuklové kolébce. Délka doby vývoje kukly je 6-17 dnů.



Obr. 4 Životní cyklus *Ips typographus* (zdroj: [www.pohoda.joste.cz](http://www.pohoda.joste.cz))

Dospělý jedinec: Stadium brouka (dospělého jedince) je typické tím, že vylíhlý brouk je nejprve bílý, postupně se vybarvuje (žloutne a hnědne). Čerstvě vylíhlí brouci nejsou ihned

schopni dalšího rozmnožování, protože nejdříve musí pohlavně dozrát. Období pohlavního dozrávání trvá 2 až 3 týdny a během tohoto období celkové zbarvení brouka tmavne. V době pohlavního dozrávání hlodá brouk z místa, kde se vylíhl, nepravidelnou, parohovitě se vinoucí chodbu, přičemž požírá zbývající lýko. Brouci po vylíhnutí hledají potravu, kterou potřebují nejenom k běžnému metabolismu, ale hlavně k pohlavnímu dospívání. Kvůli tomu začínají brouci hlodat zvláštní žír, který se nazývá žírem úživným nebo zralostním. Po ukončení zralostního žíru brouci pohlavně dospívají a připravují se k rozmnožování. Opouštějí místa žíru a více méně hromadně poletují – rojí se (Zumr, 1995). Nálet brouků na stromy je podmíněný uvolňováním terpenů ze stromů a feromony. Samci jsou lákáni především alfa-pinenem (Skuhřavý, 2002). Kůrovci jsou známí svou spoluprací s houbami, které se podílejí na vyčerpání obranyschopnosti stromu (Raffa & Berryman, 1983).



Obr. 5 Vývojový harmonogram lýkožrouta smrkového (zdroj: <http://www.envic.cz/sumava-a-kurovec.htm>)

### Rojení lýkožrouta smrkového

Jarní rojení v pahorkatinách a na úpatí hor probíhá více méně hromadně po opuštění zimovišť lýkožrouty a zároveň předchází náletu na vhodné hostitelské stromy pro založení nového pokolení. Lýkožrouti po opuštění zimovišť nezačínají okamžitě naletovat na stromy, které jsou vhodné svým fyziologickým stavem pro založení nové generace. Období mezi opuštěním zimovišť a náletem na stromy je různě dlouhé a záleží na několika faktorech. Je to především otázka zralosti brouků a teplotních poměrů na dané lokalitě. Dospělý (pohlavně zralý) lýkožrout může létat při teplotě 17,5 °C, ale tělesná teplota pro let musí být přibližně 23 °C. Rojení jednotlivých brouků v teplotách vzduchu pod 20 °C je dáno tím, že jejich těla byla vystavena přímému slunečnímu záření. Jarní nálet lýkožrouta je převážně hromadný.

Letní (druhé) rojení je závislé na ukončení vývinu prvního (jarního) pokolení, které je nestejněměrné. Letní nálet je méně výrazný, rozptýlený a prodloužený na mnohem delší období, než tomu bylo v případě jarního rojení. Zatímco doba jarního rojení byla soustředěna do odpoledních hodin, rojení letní je posunuto až do západu slunce.

### Sesterské pokolení

Důležitým termínem je sesterské pokolení. Pod tímto termínem označujeme založení nového pokolení samičkou, která již z části vykladla svá vajíčka, opustila svoji matečnou chodbu původního požerku a po kratším regeneračním žíru začala hlodat další matečnou chodbu na novém místě.

### Potrava

V potravních vztazích a rychlosti vývoje larev i dospělců má vedle teploty hlavní úlohu množství a kvalita potravy. Kvalita potravy je dána jakostí a tloušťkou lýka, ale také jeho přiměřenou vlhkostí. Dostatek a nahromadění potravy ve formě větrných polomů, zlomů a neodkorněného dříví jsou nejlepší činitele pro vývoj lýkožrouta. Optimální podmínky mu poskytují vyvrácené smrky, na zemi ležící části stromů nebo pokácené, ale neodkorněné kmeny. V případě nedostatku polomů nebo chřadnoucích smrků (např. napadených václavkou), napadá pak lýkožrout i stromy zcela zdravé.

### Členové biocenózy negativně ovlivňující výskyt lýkožrouta smrkového

Na úmrtnost lýkožrouta smrkového mají vliv různé živočichové. Nejznámějším přirozeným nepřitelem lýkožrouta smrkového je pestrokrovečník mravenčí (*Thanasimus formicarius*), jehož larva hubí larvy a kukly lýkožroutů a brouk (Obr. 6) loví dospělé. Mezi další významné nepřátele patří zástupci čeledi drabčíkovitých (*Placusa tachyporoides* Walt., *Nudobius lentus* Grav.), mřížokřídlého hmyzu dlouhošíjky (*Rhaphidia notata* (F.), *Rh. flavipes* Stein.). Z ostatního dravého hmyzu mršníci (mj. *Plegaderus*), kořenožrouti (*Rhizophagus* sp.) a další. Dalšími nepřáteli jsou různé druhy hmyzu blanokřídlého (lumci, lumčící) a dvoukřídlého (hnilomilka *Lonchaea* sp. a rýholesklíce *Medetera* sp.). Nejhojnějším zástupcem lumčíků je *Coeloides bostrichorum* Gir.

Výskyt lýkožrouta ovlivňují i cizopasně druhy hub a plísní. Především jde o druh *Beauveria densa*, *B. globulifera* a *B. bassian*. Jako nepřátelé zde nacházejí uplatnění i někteří roztoči (*Parasitiformes* sp.), červi (hlístkové *Tylemchus*) a prvoci (hromadinky *Gregarina* sp.,

*Haplosporidie* sp.). Na úmrtnost lýkožrouta smrkového mají kromě entomofágů vliv také ptáci. Hlavně se jedná o ptáky datlovitě, kteří vyklovávají larvy a kukly z kůry (Zumr, 1995).



Obr. 6 Pestrokrovečník mravenčí *Thanasimus formicarius* (zdroj: [www.incest-photo.com](http://www.incest-photo.com))

### Členové biocenózy kladně přispívající k výskytu lýkožrouta smrkového

Stejně jako má lýkožrout smrkový řadu nepřátel, tak existují organismy nebo členové biocenózy, kteří k jeho výskytu přispívají kladně. Výskyt lýkožrouta je kladně ovlivněn některými druhy cizopasných hub, které oslabují životnost smrku. Jedná se především o václavku (*Armillaria mellea*) a červenou hnilobu, která je způsobena chorošem (*Fomes annosus*, *Phaeolus schweintzi* a *Fomes marginatus*).

Mezi další členy biocenózy smrčín, kteří ovlivňují výskyt lýkožrouta smrkového, patří tesařici z rodu *Tetropium*. Konkrétně se jedná o tesařika smrkového (*Tetropium castaneum* (F.) a tesařika hnědého (*Tetropium fuscum* (F.)). Při přemnožení uvedených tesaříků se stává, že právě tito tesařici napadnou smrk oslabený václavkou jako první a připraví tak vhodné podmínky pro nálet lýkožrouta (Zumr, 1995).

Více informací o ekologii lýkožrouta smrkového je uvedeno v publikacích Zumr (1985; 1995), Skuhřavý (2002), Kindmann et al. (2012) a také v mé bakalářské práci (Janouchová, 2012).

## 2.3 Faktory ovlivňující vznik a průběh kalamit lýkožrouta smrkového

### Abiotické faktory

Průběh kalamit způsobených lýkožroutem smrkovým ovlivňuje celá řada faktorů. Mezi abiotické faktory, které ovlivňují vznik a průběh kalamit lýkožrouta smrkového, patří teplota. Teplota je jedním z nejvýznamnějších faktorů, který působí na populační gradaci lýkožrouta smrkového. Zvýšení teploty během vegetačního období umožňuje, aby se místo jedné generace vyvinuly dvě generace a v případě velmi příznivých podmínek i generace tři. V případě, že se zvýšené teploty vyskytují několik let po sobě, a to hlavně v jarních měsících (duben, květen, červen), tak jsou to velice příznivé podmínky pro rozvoj kalamity (Skuhrový, 2002). Dalším faktorem, který ovlivňuje vznik a průběh kalamit lýkožrouta smrkového, jsou krátkodobé a dlouhodobé srážky. V důsledku nízkých srážek vzniká stres, který ovlivňuje růst a snižuje tlak uvnitř stromu, a tím klesá obranyschopnost stromů proti útokům lýkožrouta smrkového. Další abiotické faktory, které ovlivňují vznik a průběh gradací lýkožrouta smrkového, jsou vítr, sníh a námraza. Tyto faktory dávají za vznik polomům a právě ty bývají spouštějícím mechanismem pro vznik gradace lýkožrouta smrkového, protože díky polomům se prudce zvýší potravní nabídka. Mezi další faktory patří i stanovištní poměry (např. půdní). Prakticky všechna česká pohoří jsou dlouhodobě postižena odumíráním smrkových porostů (Hruška & Cienciala, 2002) a velmi pravděpodobnou příčinou je dlouhodobá půdní acidifikace, která vede k ochuzení půd o významné biogenní prvky (Ca, Mg), okyselení půd a následnému zvýšení koncentrací toxických prvků (Al).

### Biotické faktory

Z biotických faktorů, které ovlivňují vznik a průběh kalamit lýkožrouta smrkového, se jedná především o vlastnosti živé rostliny a lesních porostů. U vlastností lesních porostů rozhoduje, zda se jedná o monokulturu, jaká je hustota porostu a jeho stáří. Důležitý faktor je i zdravotní stav lesa a dále přítomnost dalších škůdců a chorob (např. václavka a další houby, jmelí, bakterie a jiné patogeny). Mezidruhové a vnitrodruhové vztahy mezi kůrovci a fáze vývoje (základní stav nebo nárůst populační hustoty), ve které se populace lýkožrouta nachází, jsou také rozhodujícími faktory.

Gradace, v hospodářských lesích kalamity, lýkožrouta smrkového ovlivňují i globální vlivy, a to konkrétně dlouhodobě stoupající teploty, imise, kyselé deště a další.



## 2.4 Historie výskytu kůrovcových gradací v NP Šumava

Kůrovcová gradace, která se vyskytla v NP Šumava po orkánu Kyrill v roce 2007, není zdaleka jediným případem abnormálního výskytu lýkožrouta smrkového v historii Šumavy, proto je vhodné uvést příklady gradací, které se v nedávné historii na Šumavě vyskytly.

### Období 1834–1839

K velice významnému období přemnožení lýkožrouta smrkového došlo na Šumavě již v letech 1834-1839. Poškozené stromy tehdy byly napadeny lýkožroutem a zpracovávány až do roku 1839. Celkem bylo zpracováno 225 000 m<sup>3</sup>, ze kterých 203 600 m<sup>3</sup> zničil lýkožrout a 22 000 m<sup>3</sup> tvořily polomy větrem (Jelínek, 1988).

### Období 1868–1878

Vichřice, které nezasáhly pouze Šumavu, ze dne 7. prosince 1868 a z noci z 26. na 27. října 1870, přispěly k jedné z největších kalamiť v historii polomů a následné gradaci lýkožrouta smrkového v celé Evropě. Průběh této gradace líčí i známý šumavský spisovatel Karel Klostermann (1893) slovy: „Těžká ruka jakoby ležela na celé Šumavě, jakoby se Boží požehnání od nás nadobro odvrátilo.“ Jelínek (1988) uvádí tato souhrnná čísla o těžbě v jím studované oblasti v letech 1868-1878:

Těžba listnáčů	48 740 m <sup>3</sup>	tj. 2,9 %
Těžba způsobená větrem a sněhem	542 730 m <sup>3</sup>	tj. 32,6 %
Těžba v důsledku kůrovce	1 074 000 m <sup>3</sup>	tj. 64,5 %
Těžba celkem	1 666 000 m <sup>3</sup>	tj. 100 %

V průběhu kalamity vznikly holiny na ploše 3 651 ha. Uvádí se, že při tehdejší kalamitě na Šumavě bylo zničeno celkem 9 000 ha smrkových porostů a potom následně vytěženo 3 632 000 m<sup>3</sup> dřevní hmoty (Skuhřavý, 2002).

### Období 1945–1952

Další kůrovcová gradace postihla horské části Šumavy v letech 1945-1952 a byla součástí rozsáhlého kůrovcového výskytu postihující celou střední Evropu (Skuhřavý, 2002). Hošek (1981) uvádí, že v tehdejší Československu bylo lýkožroutem smrkovým napadeno 8 mil. m<sup>3</sup> dřeva. Tento údaj je ale nadsazený, uvádí Skuhřavý (2002), neboť ve skutečnosti

byl rozsah nejméně o jednu třetinu nižší. Celkové údaje (pro představu rozsahu napadení kůrovcem) jsou z České republiky asi 2,3 mil. m<sup>3</sup> a na Slovensku pak asi 3 mil. m<sup>3</sup> dřeva.

#### Období 1983–1988

V letech 1983-1988 došlo k další kůrovcové gradaci. Rozsáhlé ohnisko bylo v centrální části Šumavy. V tomto období se lýkožrout přemnožil hlavně proto, že v počátcích jeho gradace byla podceněna možnost jeho přemnožení a potřebná protipatření nebyla učiněná. K přemnožení tehdy přispěly i povětrnostní vlivy, jednalo se především o dlouhodobé sucho v roce 1982 a 1983, které vytvořilo příznivé podmínky pro množení lýkožrouta smrkového (Skuhravý, 2002). Roky 1983 a 1984 měly značný vliv na současný stav porostů. Na Šumavě padlo několik tisíc m<sup>3</sup>, ale na německé straně podleho větrným polomům přibližně 60 tis. m<sup>3</sup>. Na německé straně došlo k zásadnímu rozhodnutí polomy nezpracovávat a proti lýkožroutu nezasahovat.

V této době probíhalo zpracování kůrovcového dřeva pomaleji než by mělo – v roce 1985 bylo zpracováno pouze 258 m<sup>3</sup>, v následujícím roce nic, v r. 1987 dalších 613 m<sup>3</sup>. To vedlo ke značnému namnožení lýkožrouta na Šumavě. V nemalé míře k tomu přispěly i převládající jihozápadní větry, které k nám zanášely namnoženého kůrovce z německé strany. V roce 1988 bylo pak na Šumavě vykáceno a asanováno přibližně 15 tis. m<sup>3</sup> kůrovcového dříví, o rok později se jednalo o cca 14 tis. m<sup>3</sup> a vznikly více méně soustředěné holiny o rozloze desítek ha.

#### Období 1992–2001

V souvislosti s vyhlášením NP Šumava se i u nás překročilo k bezzásahovému režimu. V letech 1992-1994 došlo k mírnému nárůstu objemu napadeného dříví, ale situace se zdála být do jisté míry stabilizovaná. Negativní roli, která vedla ke zhoršení situace zde mohla sehrát skutečnost, že hmota v bezzásahových územích nebyla důsledně sledována a evidována. V roce 1994 začala kalamita, následně intenzivní zásahy ve II. zóně přiléhající k I. zóně a části II. zóny, která byla prohlášena také za bezzásahovou. Ke kulminaci došlo v roce 1995 a pak každoročně až do roku 2001 docházelo k mírnému poklesu.

#### Období 2002–2014

V letech 2002-2007 se situace jevila jako stabilizovaná. V té době však byla naprostá většina bezzásahové zóny v důsledku napadení lýkožroutem odumřelá. Poté přišel rok 2007,

který znamenal rozšíření ploch bez možnosti zásahu proti lýkožroutovi (změna managementu) a příchod orkánu Kyrill (Zahradník, 2015).

### Orkán Kyrill

Při velkoplošné větrné disturbanci, která byla způsobena orkánem Kyrill v noci ze dne 18. – 19. ledna v roce 2007 došlo v NP Šumava k rozsáhlému poškození dospělých smrkových porostů. Celkem bylo odhadnuto množství polomů a vývrátů na 853 036 m<sup>3</sup>, ze kterých bylo více než 116 000 m<sup>3</sup> v I. zónách NP v pásmu horských smrčín (Vojtěch, 2013). Orkán Kyrill způsobil velkoplošné vývraty a polomy mimo jiné i ve zkoumaných lokalitách Plesná a Ždánidla. Nejvíce byly postiženy porostní stěny na okrajích starších holin, které vznikly v minulých desetiletích působením větru a asanacemi kůrovce a porosty, kde byla v minulosti zaznamenána nahodilá těžba, která porosty proředila ([www.sumavainfo.cz](http://www.sumavainfo.cz)). Vzhledem k základním cílům péče o les v NP Šumava, zejména zachování a celkové zlepšení přírodních poměrů, dále dosažení druhové a prostorové skladby porostů, které odpovídají přírodním podmínkám, a udržení a obnově samoregulační schopnosti lesních ekosystémů, byla péče o les diferenciována podle zón ochrany přírody. Na základě příkazu č. 3/2007 ředitele Správy NP a CHKO Šumava byly vypracovány speciální managementy, které zajišťovaly ochranu nejcitlivějších typů stanovišť v rámci soustavy Natura 2000 v nejvíce postižených lokalitách (Kučera, 2009). Na ostatním území byly stanoveny 3 základní typy managementu: režim ponechání samovolnému vývoji, režim přechodně prováděných zásahů a režim dlouhodobě opakovaných zásahů. V I. zónách došlo k výraznému omezení až na vyloučení péče o ekosystémy a v dalších zónách se péče orientovala na šetrné metody. Byly vytipovány lokality s velkoplošným poškozením, na kterých byl standardní lesnický přístup v rozporu s ochranou v rámci NP Šumava. Vytipované lokality byly zařazeny do seznamu speciálních managementů a došlo k vymezení bezzásahového území, které bylo ponecháno samovolnému vývoji (Vojtěch, 2013).

V následujícím roce 2008 došlo k prudkému nárůstu vytěženého objemu napadeného kůrovcového dříví a k dalšímu nárůstu docházelo až do roku 2013. Teprve v roce 2011 došlo k mírnému poklesu a k následnému poklesu docházelo i v průběhu následujících let až do roku 2014, kdy se situace opět více méně stabilizovala na úroveň let 2002-2007. K nárůstu docházelo i v bezzásahových zónách, ale přitom byl více méně atraktivní materiál na tomto území odumřelý v důsledku napadení (Zahradník, 2015).

## 2.5 Ochrana lesních porostů před kůrovcem

Důležitým tématem je ochrana před kůrovcem. Ochraně lesů se věnuje *Zákon 289/1995 Sb., ze dne 3. listopadu 1995 O lesích a o změně a doplnění některých zákonů* nazývaný jako lesní zákon, ve kterém jsou uvedeny povinnosti vlastníka lesa, mezi které mimo jiné patří provedení ochranného zásahu směřujícího k zastavení šíření nebo k hubení škodlivých organismů (lýkožrouta). Dále při vzniku mimořádných okolností a nepředvídaných škod v lese (přemnožení kůrovce) je vlastník lesa povinen učinit bezodkladná opatření k odstranění škod a pro zmírnění následků poškození lýkožroutem. Mezi tato opatření patří pravidelná preventivní monitorování výskytu lýkožrouta smrkového pomocí metody feromonových lapačů a v případě přemnožení tohoto škůdce i konkrétní zásahy jako těžba napadených stromů, metoda lapáků nebo netradiční metoda aplikace patogenních hub, která není běžně používána vlastníky či správci lesních porostů.

### Feromony

Preventivní, ale i obrannou metodou k ochraně lesa před lýkožroutem smrkovým je metoda feromonových lapačů. Princip feromonových lapačů je takový, že dospělec lýkožrouta smrkového je lákán látkami z feromonové návnady k lapači (Zumr, 1995). Procento populace, které je odchytáváno do feromonových lapačů, je relativně nízké. Feromonovými lapači může být eliminována pouze asi jedna třetina (35,4%) brouků (Duelli et al., 1997). Používání feromonových pastí při zvýšeném výskytu mimo bezzásahových zón není vhodné (Turčáni, 2011). Feromonové lapače jsou silným zdrojem atraktantů, které za určitých okolností způsobují rozsev lýkožrouta z oblastí s vysokou četností výskytu do oblastí s nízkou nebo nižší četností. Tento druh atraktantu ale může někdy pocházet i z nečekaných zdrojů, např. repelenty proti zvěři (Bednarz et al., 2011). Dospělci lýkožrouta smrkového mohou takto migrovat od jednoho zdroje atraktantů k dalšímu a celé území je těmito zdroji pokryté. Přesuny značné části populace mohou dosahovat více než v literatuře často uváděných 500 m (Wermelinger, 2004) nebo 1000 m (Turčáni, 2011).

### Těžba napadených stromů

Těžba stromů, které jsou napadené lýkožroutem, je základním opatřením, které je podstatné pro snížení četnosti tohoto druhu a bude nezbytným i v budoucnosti (Ogris & Jurc, 2010), navzdory dalším zdokonaleným obranným opatřením. Opatření těžeb je extrémně citlivé na důslednost s jakou se provádí, protože efektivita obyčejně výrazně klesá

nad určitou hranicí objemu těžby, která odpovídá limitům, které jsou dány použitými technologickými prostředky a možnostmi pracovníků. Tato hranice je s ohledem na objem těžby a způsob zadávání zpracování napadených stromů v NP Šumava častokrát překročena a na vývoj lýkožrouta má poté vážné důsledky (Turčáni, 2011). Těžba a přibližování stromů je velmi vážným problémem, neboť pod kůrou jsou dospělí nebo téměř dospělí brouci, kteří se při ztrátě kůry mohou rozsévat do okolních porostů. Jeden z dalších negativních faktorů těžby jako obranného opatření je ten, že při pokácení napadených stromů jsou okolní stromy vystaveny přímému slunečnímu záření, což může zvýšit jejich atraktivitu pro napadení lýkožroutem (Rouault et al., 2006).

### Lapáky

Další metodou používanou na ochranu před lýkožroutem smrkovým jsou lapáky. Lapák je zdravý, skácený a odvětvený smrk (případně jeho části - trojnožky ze smrku), který je zakrytý větvemi po celé své délce a je tak chráněn proti přechasnému vysychání (Skuhřavý, 2002). Lapáky se dělí na dva druhy - I. série a II. série. Lapáky I. série jsou určeny pro zachycení brouků z jarního rojení a lapáky II. série jsou určeny k zachycení brouků další generace (Zumr, 1995).

Lapáky jsou tradičně používaným opatřením, které ovšem nemá v podmínkách velkoplošného a intenzivního přemnožení vysokou efektivitu. V první řadě, populace lýkožrouta smrkového dosahuje takových četností, že požadavky na vhodnost stromů u kůrovce klesá. Každý strom může napadnout tak velké množství lýkožrouta, že nedokáže odolat ani strom s fungujícím obranným systémem. Lapáky proto nejsou při velkoplošné gradaci efektivním opatřením. Další nedostatek spočívá v tom, že lapáky mají omezenou kapacitu a v konečném důsledku je jejich použití velice omezeno i z hlediska časové náročnosti při přípravě, kontrole a zpracování v podmínkách velkých objemů těžeb (Turčáni, 2011).

### Využití patogenních hub

Testování možností používání patogenních hub v boji s lýkožroutem má relativně dlouhou historii a výsledky laboratorních pokusů jsou jednoznačně pozitivní (Kreutz et al., 2004). Používaná *Beauveria bassiana* má jako organismus určité nároky na parametry prostředí, což komplikuje standardní použití v terénních podmínkách. Problémem je i potravní specializace využívaných hub a v případě, že se využívají organismy se širokým spektrem hostitelů, je efekt hub na populace necílových organismů podobný účinkům insekticidů.

Byl ale zaznamenaný podstatný rozdíl vlivu *Beauveria bassiana* na lýkožrouta a jeho predátory, konkrétně na pestrokrovečníka mravenčího (Steinwender et al., 2010).

Hlavními faktory, proč jsou s realizací biologické ochrany před lýkožroutem smrkovým problémy, jsou: lidský faktor, finance a pokusné plochy. Mezi lidský faktor se řadí problémy v přístupu zodpovědných osob k celé problematice přes zamítnutí projektů, negativních oponentských posudků i změny v přístupu k financování výzkumů. Finance jsou základním předpokladem rozsahu, úspěšnosti, rychlosti a záruky řešení problematiky. Bohužel tyto projekty nezbuzují zájem a potvrzuje to domněnku, že doba stále ještě neuzrála na pokračování v započatých projektech. Pro lesníky je kůrovec tak obávané téma, že si netroufnou poskytnout potřebné plochy k důslednému ověření účinnosti a perspektivity biologických přípravků (Holuša & Weiser, 2009).

### Asanace

K ochraně před kůrovcem patří kromě klasické těžby také další typy asanace napadených stromů či lapáků, která má za cíl zničení všech vývojových stadií lýkožrouta (Zumr, 1995).

Při mechanické asanaci se lapáky nebo napadené stromy dokonale odkorňují pomocí využití odkorňovacích strojů oloupaním celé plochy kůry i s lýkem. Oloupané části kůry s populací lýkožrouta se obrátí tak, aby byly lýkovou částí vzhůru (slunce i déšť vývojová stadia lýkožrouta bezpečně zahubí), nebo se spálí či postříkají dotykovými insekticidy. S odkorňováním se začíná v počátečním stadiu vývoje larev, kdy samičky ještě neopustily matečné chodby a požírají regenerační žír.

Chemická asanace spočívá v použití insekticidů s hloubkovým účinkem a krátkodobými doznívajícími účinky. Insekticidy se využívají při asanaci lapáků nebo napadených stromů lýkožroutem až po úplném skončení náletu nebo také jako preventivní postřik lapáků před náletem lýkožrouta (Zumr, 1995). Pro chemickou asanaci je dovoleno používat pouze přípravky, které jsou uvedeny v Seznamu registrovaných přípravků na ochranu lesa, který je schválen Ministerstvem zemědělství ČR - úsekem lesního hospodářství v souladu s ustanoveními Seznamu registrovaných přípravků a dalších prostředků na ochranu rostlin (Zahradníková & Zahradník, 2015).

## 2.6 Managementy v národních parcích

Hlavním cílem národních parků je ochrana přírodních procesů, které nejsou ovlivněny lidskou činností. Toto je známé jako „ekologický proces managementu“ a znamená, že ekologické procesy jako koloběhy živin, disturbance, přirozené sukcese, rozkladné procesy, kompetice, predace, symbióza, narození a smrt mohou probíhat bez lidského zásahu. Cílem ochrany životního prostředí v národních parcích je ponechání samovolnému vývoji. Dalším cílem v národních parcích podle IUCN je ochrana biologické rozmanitosti a v této souvislosti i ochrana druhů (IUCN, 1994).

Poslání NP Šumava dle zřizovacího právního předpisu, tj. Nařízení vlády České republiky č. 163/1991 Sb., kterým se zřizuje Národní park Šumava a stanoví podmínky jeho ochrany, ze dne 20. 3. 1991, je uchování a zlepšení jeho přírodního prostředí, zejména ochrana či obnova samořídících funkcí přírodních systémů, přísná ochrana volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, zachování typického vzhledu krajiny, naplňování vědeckých a výchovných cílů, jakož i využití území NP k turistice a rekreaci nezhoršující přírodní prostředí. Hospodářské a jiné využití NP Šumava musí být podřízeno zachování a zlepšení poměrů vzhledem k podmínkám jeho ochrany a zachování přírodních hodnot (Kučera, 2009). V současné době používané tradiční systémy lesnického hospodaření vznikly s cílem vytvářet ekonomický zisk a podle konkrétního používaného systému do různé míry respektovat ostatní funkce lesa. V případě, že je ale cílem managementů lesa ochrana přírody, tak standardní způsoby nemohou tento cíl až na určité výjimky splňovat. Přesně tento důvod je stěžejní pro zavedení nových přístupů, které jsou založeny na jiných principech, do praxe (Svoboda, 2009a). Jednou z možností je využití principů ekologického lesnictví, které je založeno na pochopení a uplatnění přirozeného režimu disturbancí a přirozeného vývoje porostu. V relativně přirozených lesích NP povede uplatňování principů ekologického lesnictví ke zvyšování objemu tlejícího dřeva odumíráním stromů v porostech bez toho, aby byly těženy. Postupně se bude zvyšovat objem tlejícího dřeva a měnit jeho charakter směrem k přirozenému stavu, což by v rámci hodnot, které se nacházejí v NP Šumava, mělo být v péči o lesní porosty prioritou.

### Jaké jsou ekologické následky pasivního a aktivního managementu?

Management lesů ve zvláště chráněných územích byl vždy předmětem diskusí mezi různými zájmovými skupinami a mezi nejčastější náplně těchto diskusí patří rozpor mezi zájmy ochrany přírody a zájmy hospodářskými (Svoboda, 2009b). Je tedy otázkou, jaký

management je vhodný aplikovat v době kůrovcové kalamity a v období následného vývoje porostů v NP Šumava, aby cíle ochrany přírody (např. ochrana vzácných biotopů) a poslání NP zůstaly naplněny. Rozdíly mezi aktivním managementem (A; tj. aktivní asanací) a pasivním managementem (P; tj. ponechání samovolnému vývoji) popsal Kindlmann et al. (2012):

#### Lesní ekosystém

A: Stromy, které jsou napadené lýkožroutem, jsou káceny a dřevo je z ekosystému odváženo. Pro monitoring a snížení početnosti lýkožrouta smrkového jsou používány feromonové lapáče, lapáky, případně se používají chemické prostředky ochrany lesa.

P: Lesní ekosystém je ponechán bez přímých zásahů.

#### Kůrovec

A: V hospodářských lesích, kde je smrk pěstován často na stanovištích, na nichž nevytváří přirozené porosty, ve kterých by dominoval, se uplatňuje aktivní management. Kůrovec je zde považován za škůdce a tlumení jeho výskytu je nutné.

P: Uplatnění v případě, že se jedná o smrkové ekosystémy na stanovištích, kde smrk přirozeně dominuje. Lýkožrouta smrkového nelze považovat za škůdce, ale za druh umožňující přirozenou dynamiku smrkového ekosystému.

#### Půda a bylinná vegetace

A: Půdní povrch je narušován i s bylinnou vegetací. Erozní procesy jsou urychlovány i díky asanačním procesům, které probíhají po náletu lýkožrouta smrkového.

P: Půda ani bylinná vegetace nejsou narušovány a je zaznamenán jejich plynulý vývoj. Dochází zde k podpoře chemismu lesních půd biologickou cestou (Fanta & Křenová, 2009).

#### Stanoviště

A: Dochází k degradaci stanoviště a mění se lokální hydrologické poměry.

P: Stav stanoviště není podstatně měněný.

#### Teplota a vlhkost

A: Teplotní a vlhkostní poměry na povrchu půdy se stávají extrémními a existují jejich silné výkyvy. Studii na toto téma se konkrétně věnuje Jonášová & Prach (2008).

P: Teplotní a vlhkostní podmínky na povrchu půdy jsou podobné podmínkám v původním lese. Podmínky se mění pozvolna s rozpadem stromového patra, ale nedojde zde k takovým výkyvům jako v případě aktivního managementu.



### Vegetační kryt

A: Mění složení vegetačního krytu relativně výrazně. Nastupuje řada druhů pasekové vegetace, ale řada druhů zde nedokáže přežít.

P: Složení vegetačního krytu se mění pozvolna a slabě. Tyto změny se týkají v zastoupení jednotlivých druhů a jejich biomasy. Prakticky řečeno zde mohou všechny druhy přežít na vhodných mikrostanovištích.

### Obnova porostu

A: Často neúspěšná a opakovaná obnova porostu pomocí umělé výsadby.

P: Lze použít přirozenou obnovu (Obr. 7), která je většinou dostatečná až velmi silná. Cílem této přirozené obnovy by měl být mezerovitý porost se stromy, které budou zavětveny co nejnižše. Mezery současně umožňují nálet dalších stromů, aby v porostu mohla být dostatečná věková rozdílnost.



*Obr. 7 Porovnání aktivního a pasivního managementu, vlevo jsou území, ve kterých proběhla aktivní asanace a vpravo, kde byly porosty ponechány samovolnému vývoji (zdroj: <http://www.infodatasys.cz/>)*

### Společenstva

A: Druhové složení společenstev hmyzu je silně ovlivněno. Studiím na toto téma se věnovali Boháč & Matějka v letech 2010, 2011, kde jejich výsledky poukázaly na nezastupitelný význam mrtvého dřeva v lesních ekosystémech pro všechny skupiny brouků, zvláště pak pro skupiny xylofágní a mycetofágní. Odvoz mrtvého dřeva výrazně snižuje biodiverzitu brouků v horských lesech.

P: Společenstva hmyzu, která se nachází v ekosystému s rozpadlým stromovým patrem, jsou podobná těm společenstvům v ekosystémech s nenarušeným stromovým patrem.

### Tlející dřevo

A: Nezahrnuje ponechávání tlejícího dřeva v ekosystému. V případě, že je určitý podíl dřeva v ekosystému ponechán, je toto dřevo asanováno (odkorněno) a jeho rozklad probíhá pomalu a odlišně. Ponechané asanované dřevo je osídlováno pouze malým počtem lignikolních hub, které jsou za daných podmínek schopny přežít.

P: Ponechání tlejícího dřeva, které není asanováno. Může zde přežívat řada lignikolních hub a vyskytují se zde i další druhy organismů vázané na toto dřevo. Na ponechané stojící stromy i padlé kmeny je vázáno více než 1/3 druhové diverzity přirozeného lesa (Fanta & Křenová, 2009).

### Gradace populace lýkožrouta smrkového

A: Populace lýkožrouta smrkového je silně redukována za předpokladu, že neexistuje jeho jiný zdroj v okolí. V případě nižší populační hustoty lýkožrouta je možné jeho gradaci účinně bránit a prodloužit dobu, po kterou bude stromové patro ekosystému relativně málo poškozeno. V případě vysoké populační hustoty lýkožrouta nebo existence jeho zdroje v blízkosti mimo vlastní ekosystém, není však tento přístup vhodný, neboť jeho aplikací by vznikla holina s poškozeným ekosystémem.

P: Populace lýkožrouta smrkového může gradovat pouze v takovém rozsahu, který jí umožňuje potravní nabídka, konkrétně množství živých a právě odumírajících jedinců smrků. Maximální gradace populace se rozšíří i do okolí, kde hledá ekosystémy se zdrojem potravy a gradace končí v okamžiku, kdy jsou vyčerpány zdroje potravy.

### Ekonomická stránka

A: Vysoká ekonomická náročnost. Vysoké náklady mohou být sníženy zpeněžením části vytěženého dřeva, ale musí se zohlednit, že přiblížování a odvoz dřeva vytvářejí další významné škody v ekosystému.

P: Ekonomická náročnost je nulová. Ekonomické škody mohou vzniknout v okolních porostech hospodářských lesů, ale nelze je přeceňovat, protože i v hospodářských lesích lýkožrout napadne pouze starší stromy, které je možné po jejich pokácení zpeněžit.

### Okolní prostory

A: Nepřináší nutnost modifikovat přístupy k hospodaření v okolních porostech. Mělo by se však dbát na zajištění nechráněných porostních stěn, které mohou být ohrožovány větrem z oblasti holiny vzniklé ve vlastním ekosystému s asanací.

P: Vhodné je v okolních porostech přecházet na selektivní (výběrovou) těžbu, kdy budou primárně řešeny stromy napadené lýkožroutem. Tento krok přispěje k tvorbě podrostního hospodářství s preferencí ekonomicky i ekologicky výhodné přirozené obnovy.

### 3. Metodika

#### 3.1 Zájmové území

##### Národní park Šumava

Národní park Šumava, který je největším českým národním parkem, je rozsáhlým horským územím na jihozápadě České republiky, které se nachází ve výšce mezi 750 m n. m. a 1300 m n. m. NP Šumava je z biologického hlediska zcela výjimečný, neboť se zde vyskytuje celá řada významných a vzácných druhů rostlin (mj. hořec šumavský (*Gentianella pannonica*), hořeček mnohotvarý český (*Gentianella praecox subsp. bohemica*), blatnice bahenní (*Scheuchzeria palustris*) a živočichů (např. datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*), tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), chřástal polní (*Crex crex*), rys ostrovid (*Lynx lynx*) a v nedávné minulosti byly opakovaně pozorovány i kočka divoká (*Felis silvestris*) a vlk obecný (*Canis lupus*). Druhá pestrost v NP Šumava je ovlivněna širokou nabídkou nejrůznějších stanovišť od údolních niv až po horské smrčiny. NP Šumava chrání typické ekosystémy středoevropské horské krajiny, a to zejména lesy, ledovcové jezera, rašeliniště a horské louky ([www.npsumava.cz](http://www.npsumava.cz)). Horské klima a minerálně chudé podloží určují převažující kyselý charakter půd. Mezi nejrozšířenější půdní typy patří kambizemně a kdyptopodzoly v nižších polohách a na vodou ovlivněných stanovištích pseudogleje a organozemně, v nejvyšších polohách pak humusové podzoly až rankery. Průměrná roční teplota kolísá v závislosti na nadmořské výšce od 6,0 °C (750 m n. m.) do 3,0 °C (1300 m n. m.). Průměrné roční srážky jsou v rozmezí od 800 až 900 mm v SV okraji až po 1600 mm a více v okolí Březníku.

Převážnou část NP Šumava tvoří lesy, které zaujímají 80 % z celkové rozlohy NP ([www.npsumava.cz](http://www.npsumava.cz)) a jsou nejtypičtější částí šumavské krajiny (Kindlmann et al., 2012). NP Šumava společně se sousedními NP Bavorský les a dalšími lesními oblastmi regionu Šumavy tvoří nejrozsáhlejší lesní území v Evropě (Kučera, 2009). Významná část lesních porostů v NP Šumava je pozměněná hospodářskou činností, např. v důsledku rozvoje sklářství po 16. stol. došlo k postupnému rozsáhlému odlesňování a zjednodušování druhové skladby lesa. Na vzniklých rozsáhlých pasekách se prosazoval především smrk a to i v nižších polohách, kde se původně vyskytoval pouze v příměsí. Současné zastoupení dřevin je výsledkem využívání lesů v posledních stoletích. Primárním cílem péče o lesy v NP Šumava je postupná přeměna kulturních lesů v přírodě blízké ekosystémy (Kučera, 2009).

## LHC Prášily

Území NP Šumava je rozděleno do šesti územních pracovišť spravujících jednotlivé LHC a zajišťujících management lesních ekosystémů. LHC Prášily se nachází v západní části NP, v prostoru bývalého vojenského výcvikového prostoru Dobrá Voda. LHC ÚP Prášily je spravován ÚP Prášily a je rozdělen na 9 lesnických úseků. Dle ustanovení § 8 odst. 1 písm. c) zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, jsou veškeré lesy LHC ÚP Prášily zařazeny do kategorie lesa zvláštního určení – národní park. Přehled ploch porostní půdy v jednotlivých zónách NP v LHC Prášily je popsán v Tab. 1.

*Tab. 1 Přehled ploch porostní půdy*

ZÓNY	LHC ÚP Prášily (ha)
1. zóna	1085,53
2. zóna	7336,25
Celkem	8421,78

LHC Prášily je tvořen převážně smrkem ztepilým (69,33 %) s celkem 5 839,23 ha porostu. Dalšími zástupci jsou buk lesní (7,39 %), borovice lesní (5,17 %), jeřáb ptačí (3,03 %), jedle bělokorá (2,90 %), bříza bradavičnatá (2,19 %). Borovice blatka-kleč, modřín evropský, javor klen, jasan ztepilý, olše šedá, topol osika a vrba jíva se vyskytují v porostech se zastoupením méně než 1 %. Souše (8,31 %), holiny (0,15 %) a také odumřelé ležící dřevo (Tab. 2), jsou nedílnou součástí LHC Prášily (Správa NPŠ, 2006).

Z hlediska stáří porostu v LHC Prášily dominují dřeviny mezi 81 až 120 lety (45 %). Porosty starší více než 121 let jsou zastoupeny z 28 %, 16 % zastupují porosty s věkem mezi 41 až 80 lety a nejmladší porosty (1-40 let) zaujímají 11 %.

*Tab. 2 Průměrný hektarový objem odumřelého ležícího dřeva podle zóny NP*

*(zdroj: Správa NPŠ, 2006)*

	I. zóna	II. zóna	LHC
Objem m <sup>3</sup> /ha	66	38,8	42

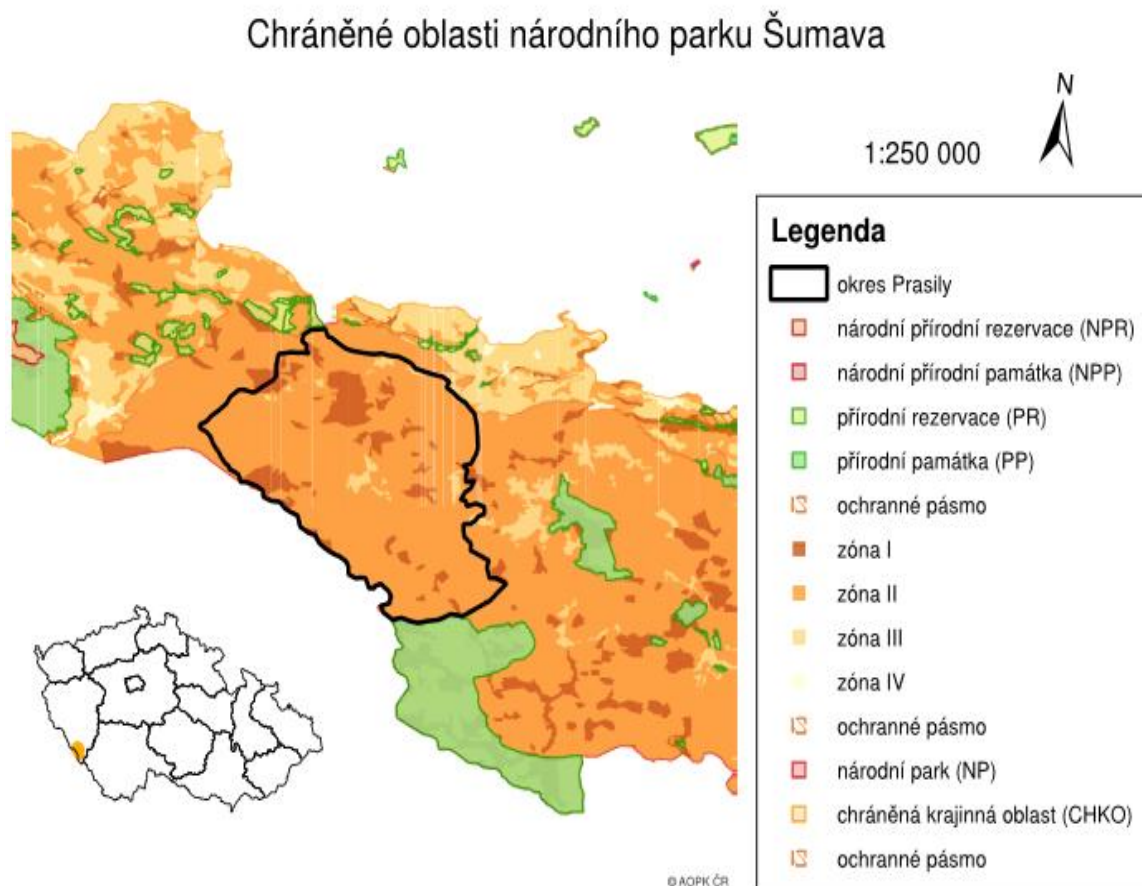
## Lokality speciálních managementů

Po orkánu Kyrill v roce 2007 bylo přijato tehdejším vedením NP Šumava a MŽP rozhodnutí o ponechání části ploch s velkoplošnými polomy bez vlivu člověka a byla vydána

správní rozhodnutí o ponechání těchto ploch samovolnému vývoji. Tato opatření byla uplatněna i v rámci LS Prášíly na lokalitách Plesná a Ždánidla. Pro tyto oblasti byly vytvořeny speciální lokální managementy. Oblasti, kde v důsledku vichřice došlo ke vzniku rozsáhlých velkoplošných polomů (mnoho vývrátů, stromy přes nakupení do tzv. bud; oblasti především na hlavním hřebenu Polom-Plesná-Ždánidla-Poledník-Jelenní skok) a v místech s výskytem zranitelných biotopů (rašelinná a podmáčená stanoviště, sutě), byly v rámci lokalit speciálních managementů vylišeny jako území s pasivním (tj. bezzásahovým managementem). Hlavní motivací byla snaha nezhoršovat stav disturbancí ovlivněných nejcennějších biotopů. V dalších částech území (méně zranitelných, případně méně ekologicky kvalitních) byl aplikován aktivní management a byla prováděna různá asanační opatření (těžba, odkornění etc.).

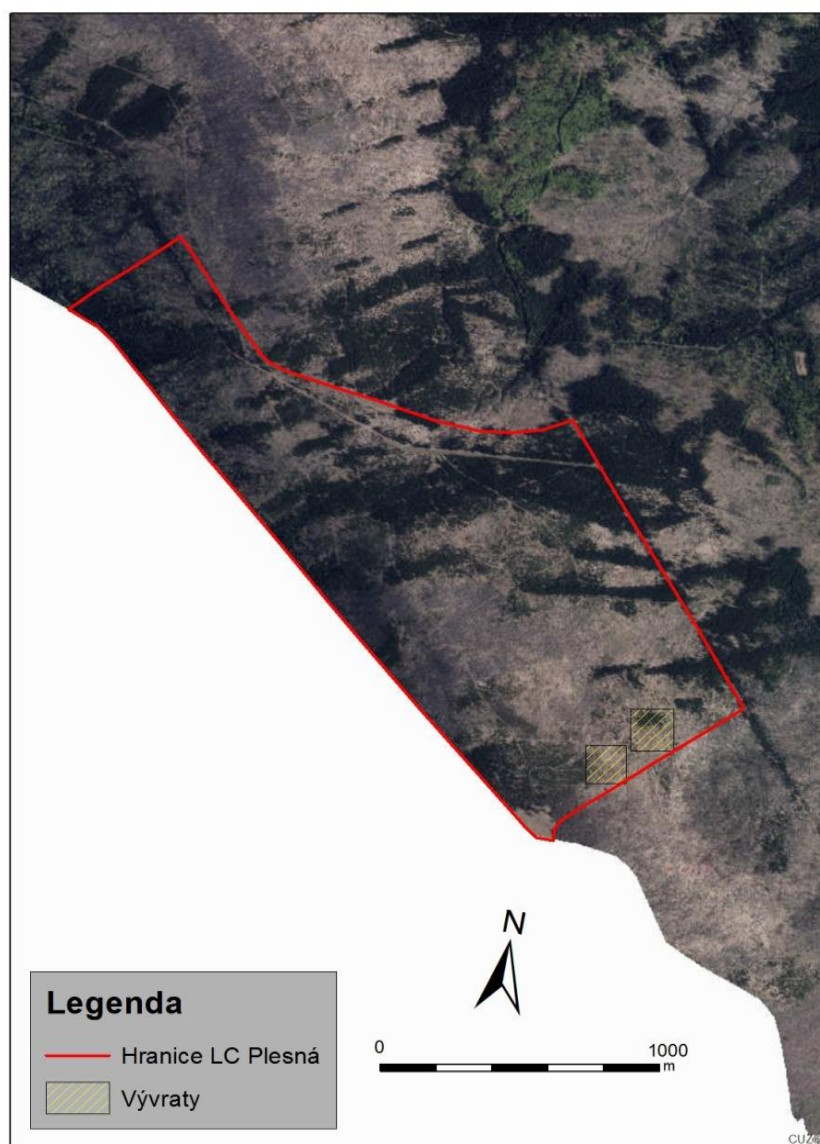
Data o stavu lesních porostů v lokalitách speciálních managementů nebyla doposud kompletně vyhodnocena.

Zkoumané lokality (Plesná, Ždánidla) se nachází v LHC Prášíly, zároveň se jedná také o významné oblasti I. zóny NP (Mapa 1).



Mapa 1 Okres Klatovy, ve kterém leží LHC Prášíly, a jeho chráněné oblasti.

**Lokalita Plesná** (Mapa 2) má rozlohu 175 ha a navazuje na severozápadní okraj I. zóny Plesná, která chránila zonální horskou smrčinu vyššího věku. V rámci speciálního managementu byly vyčleněny navazující území II. zóny s výskytem přirozených horských smrčín, konkrétně se jedná o soubory lesních typů zakrslé jeřábové smrčiny, chudé, kyselé a kamenité kyselé smrčiny, na které navazují v nižších polohách kyselé a kamenité kyselé bukové smrčiny. Méně se zde vyskytují vlhké bukové smrčiny, kyselé jedlové smrčiny, také podmáčené a kyselé rašelinné smrčiny. V severozápadní části se nachází svěží a vlhké bučiny (Vojtěch, 2013).



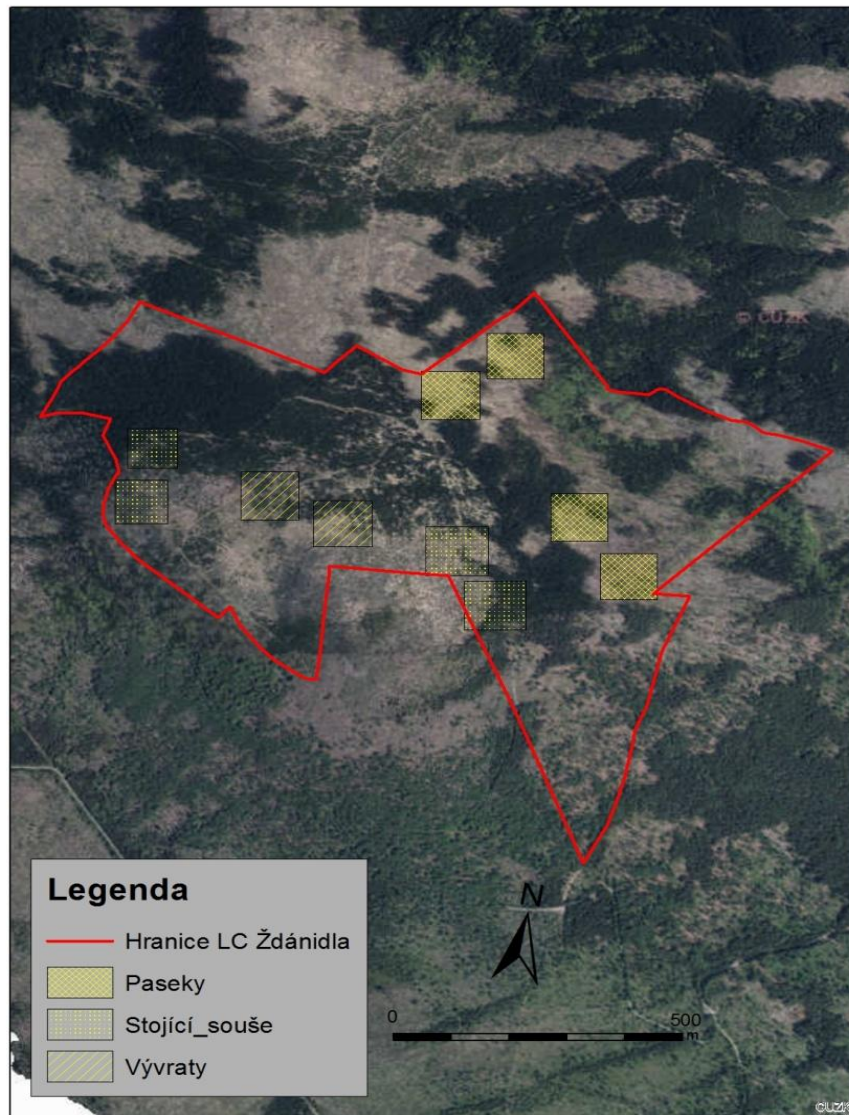
Mapa 2 LC Plesná a vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat o zmlazení.

Orkánem Kyrill byly postiženy hlavně zbytky starých smrkových porostů. Značnou část lokality tvoří zalesněné kultury a mladé porosty do 20 let věku na místech po nahodilých těžbách z minulosti.

**Lokalita Ždánidla** (Mapa 3) zaujímá rozlohu 134 ha a je tvořena vrcholovou partií hory Ždánidla (1308 m n. m.) a severozápadními až východními svahy. V lokalitě se nachází stanoviště zonálních smrčín, konkrétně se jedná o kyselé, kamenité kyselé a chudé klimatické smrčiny. V blízkosti vrcholu Ždánidel (J a JV svahy) se nacházejí i skeletové smrčiny. V nižších částech této lokality se vyskytují stanoviště kyselých a kamenitých kyselých bukových smrčín a v malé míře i svěží bukové smrčiny. V severovýchodním okraji lokality se nacházejí kyselé rašelinné smrčiny a vlhké bukové smrčiny.

Orkánem Kyrill byly postiženy zejména zbytky dospělých porostů v blízkosti Ždánidel a západně od tohoto vrcholu (Vojtěch, 2013). Tyto zbylé porosty s četnými porostními stěny jsou obklopeny kulturami a mladými porosty na plochách po nahodilých těžbách, které zde byly realizovány v minulosti. Na zbytku lokality se nachází porosty středního a dospělého věku, které jsou tvořeny převážně smrkem, případně s příměsí buku nebo jedle.



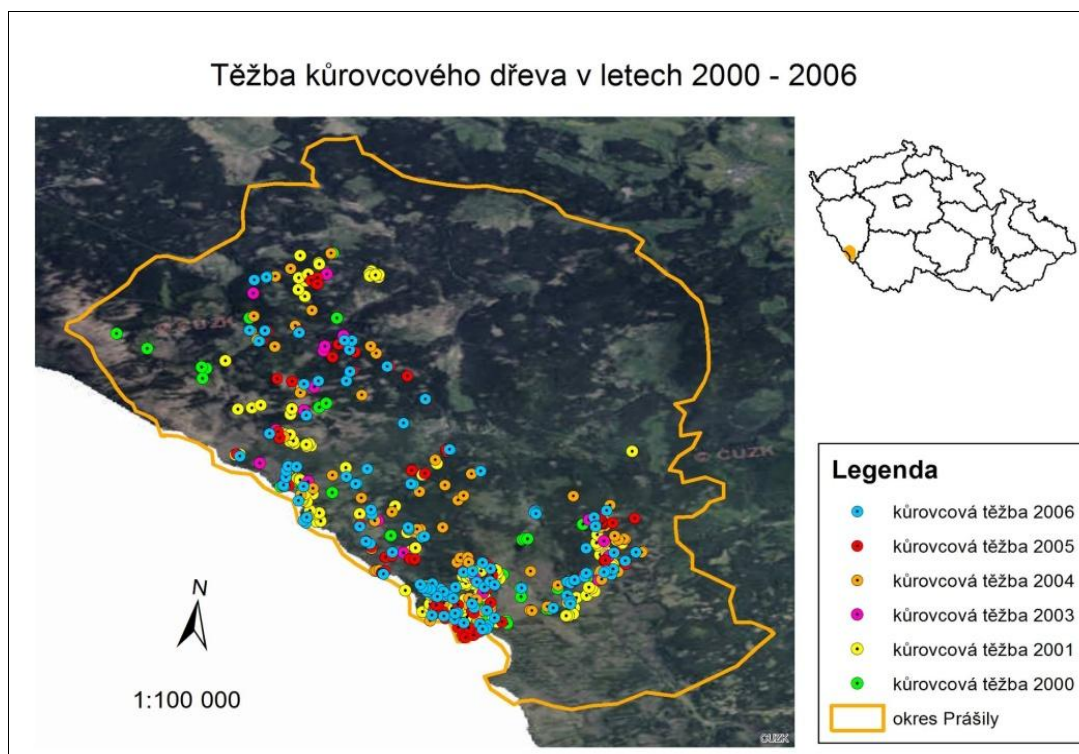


Mapa 3 LC Ždánidla a vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat o zmlazení.

### 3.2 Prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců

V rámci diplomové práce je hodnocena prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců (*Coleoptera: Scolytinae*) na základě předkyrillovských záznamů napadených stromů lýkožroutem v LC Prášily. K dispozici byly záznamy kůrovcové těžby z poskytnutých lesnických map z LS Prášily z let 2000, 2001, 2003, 2004, 2005 a 2006, které byly zdigitalizovány v prostředí programu ESRI ArcGIS 10.3 (Mapa 4) za použití souřadnicového systému S-JTSK. Jako podkladové vrstvy byly použity Základní mapy státu a ortofotomapa z WMS serveru Českého úřadu zeměměřičského a kartografického (ČÚZK). Tato

zdigitalizovaná data byla následně porovnána s porostními mapami LC Prášily a bylo zjišťováno, ve kterých porostních skupinách byl po orkánu Kyrill uplatňován aktivní či pasivní management.



Mapa 4 Zdigitalizované záznamy o kůrovcové těžbě z jednotlivých let

Statistické zpracování dat bylo provedeno v programu STATISTICA 12 pomocí metod deskriptivní analýzy, ANOVA a mnohonásobné regrese. Protože nebylo prokázáno normální rozdělení, byla použita logaritmická transformace ( $\text{Log } X+1$ ). Uvedené grafy a tabulky s popisnými statistikami jsou rovněž zpracované v programu STATISTICA 12.

Vzhledem k prostorové distribuci a dynamice šíření lýkožrouta smrkového byly testovány následující nulové hypotézy:

H0 (1): Oblasti LHC Prášily v území s pasivním managementem po Kyrillu (lokality speciálních managementů) a oblasti s aktivním managementem se neliší v objemu napadení kůrovci v období před orkámem Kyrill (2000 – 2006).

H0 (2): Oblasti LHC Prášily v území s pasivním managementem po Kyrillu (lokality speciálních managementů) a oblasti s aktivním managementem se neliší v dynamice napadení kůrovci (tj. objem kůrovcových těžeb v jednotlivých letech je všude stejný)

H0 (3): Předchozí těžby nepredikují těžby v následujících letech.

### **3.3 Zmlazení v lokalitách ovlivněných kůrovcovou gradací**

Dále byl hodnocen stav zmlazení v lokalitách s různými způsoby řešení kůrovcové gradace, tj. různým „kůrovcovým“ managementem (stojící souše, ponechané vývraty, paseky). Území aktivního a pasivního managementu ve studovaných lokalitách je znázorněno na následující mapě (Mapa 5).

Jednotlivé lokality, v území mezi 1059 m n. m. a 1309 m n. m., byly navštíveny v průběhu měsíce září v roce 2015 za účelem zjištění aktuálního stavu zmlazení v jednotlivých typech aplikovaného managementu. V rámci každého managementu (ponechané vývraty, stojící souše, paseky) byly vybrány 2 studijní plochy (Mapa 6) a na každé ploše poté 5 transektů. Počty semenáčků jednotlivých druhů dřevin vyšší než 10 cm byly zaznamenávány na transektech o délce 10 metrů a šířce 1,5 metru.

Na vybraných lokalitách byly sledovány následující parametry: typ uplatňovaného managementu; počet a druh semenáčků; druh substrátu, na kterém mladé stromky rostou.

Data byla vyhodnocena v programu STATISTICA 12. Nejprve bylo nutné převedení dat na normální rozdělení pomocí logaritmické transformace ( $\log X+1$ ) a následně byla data vyhodnocována pomocí metod deskriptivní analýzy a funkce ANOVA. Uvedené grafy a tabulky s popisnými statistikami jsou rovněž zpracované v programu STATISTICA 12.

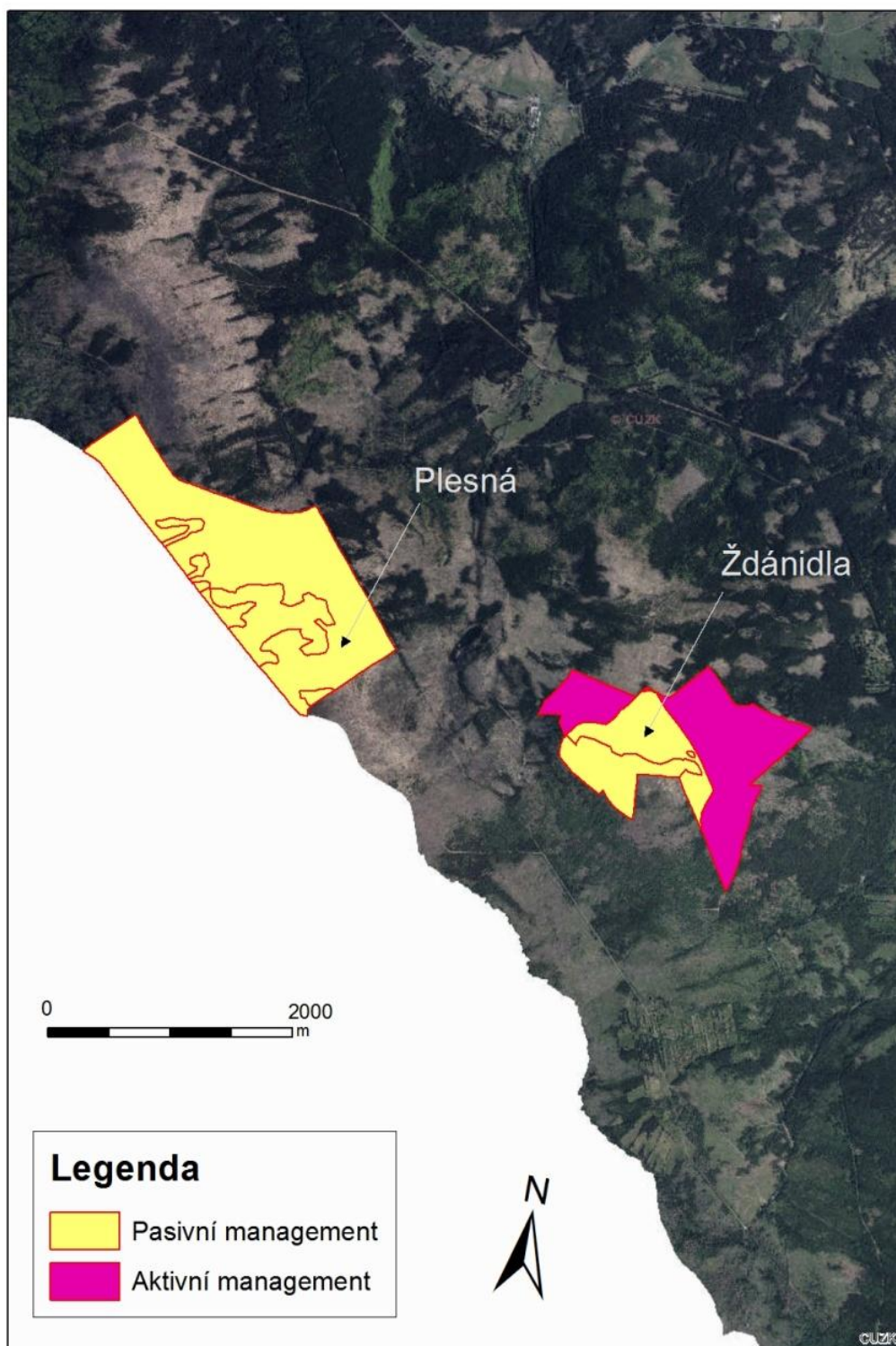
Data o zmlazení byla testována s následujícími hypotézami:

H0 (1): Není rozdíl v počtech zmlazení v různých typech managementu.

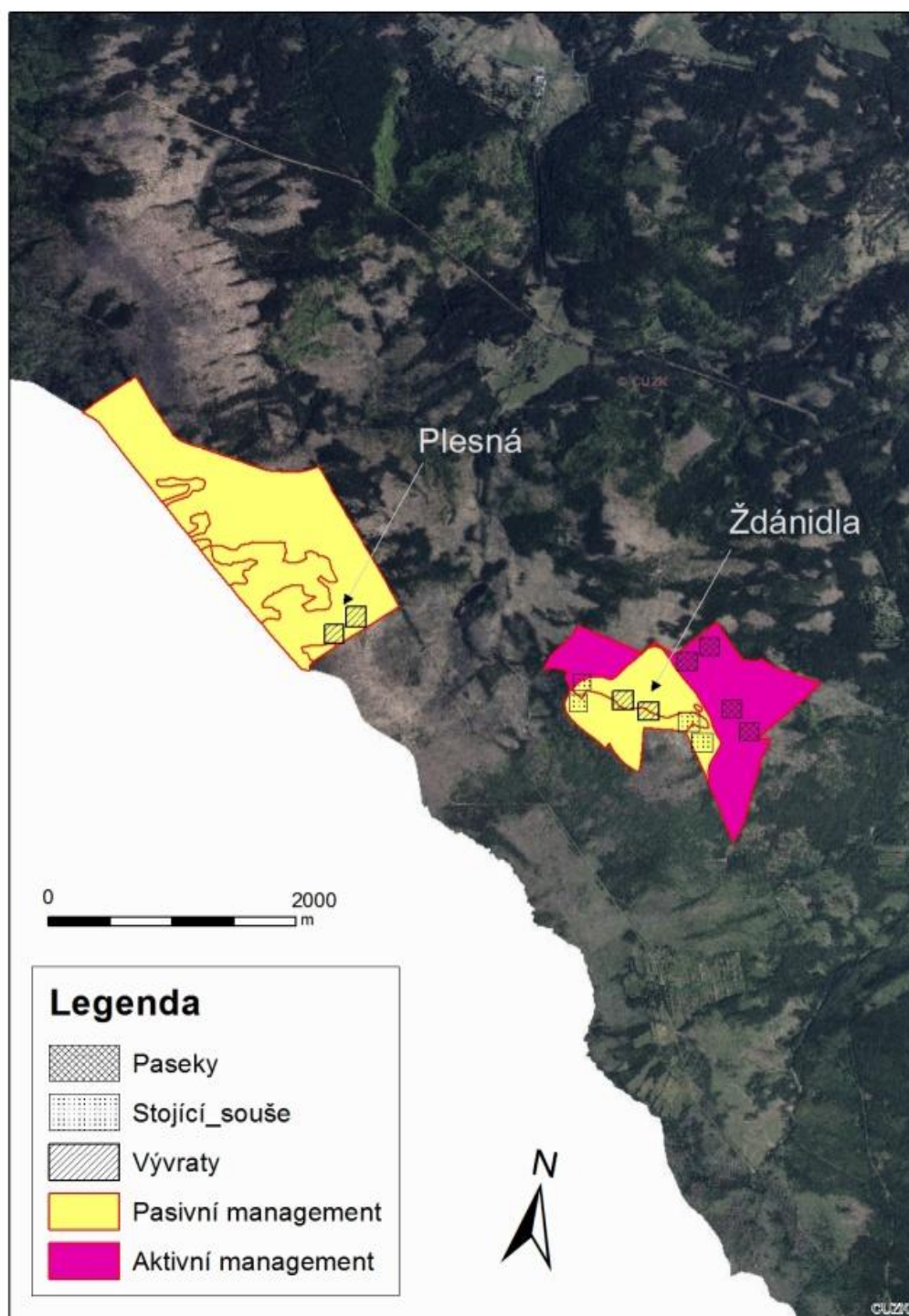
H0 (2): Není rozdíl v počtech zmlazení na různých substrátech.

H0 (3): Není rozdíl v různých typech managementu v počtech zmlazení různých druhů dřevin.

H0 (4): Není rozdíl v počtech zmlazení různých druhů dřevin na různých substrátech.



Mapa 5 Lokality Plesná a Ždánidla a jejich typ managementu



Mapa 6 Vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat na studii o zmlazení

## 4. Výsledky

### 4.1 Prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců

Těžba napadeného dřeva byla do porostních map zaznamenána v letech 2000, 2001, 2003, 2004, 2005 a 2006 v celkem 120 porostních skupinách v LHC Prášíly. Průměrné hodnoty těžby kůrovcových stromů mezi jednotlivými roky značně kolísaly, a to mezi 0,08 m<sup>3</sup>/ha až 3,43 m<sup>3</sup>/ha. Dále bylo zjištěno, že v některých porostních skupinách nebyla aktivně asanována kůrovcová těžba, neboť se zde v některých obdobích ani nevyskytovala. Maximální těžba v rámci jedné porostní skupiny byla zaznamenána v roce 2001 (1,87 m<sup>3</sup>/ha), minimální (Tab. 3) pak v roce 2003 (0,63 m<sup>3</sup>/ha). Ve sledovaném území se vyskytují stromy, jejichž objem se pohybuje mezi 1 – 2,5 m<sup>3</sup>.

Tab.3 Popisné statistiky těžby v jednotlivých letech

Proměnná	Popisné statistiky				
	N Platných	Průměr	Minimum	Maximum	Sm. odch.
2000	120	0,041161	0,000000	0,922630	0,119636
2001	120	0,251012	0,000000	1,878003	0,443385
2003	120	0,020784	0,000000	0,625846	0,088355
2004	120	0,178772	0,000000	1,343460	0,255120
2005	120	0,117542	0,000000	1,519960	0,262025
2006	120	0,231268	0,000000	1,510177	0,369221

*H0 (1): Oblasti LS Prášíly v území s pasivním managementem po Kyrillu (lokality speciálních managementů) a oblasti s aktivním managementem se neliší v objemu napadení kůrovci v období před orkánem Kyrill (2000 – 2006).*

Objemy těžeb v jednotlivých porostních skupinách byly přepočítány na plochu porostní skupiny. ANOVA neprokázala signifikantní rozdíl ( $p=0,807$ ) v objemu předkyrillovských těžeb mezi lokalitami, ve kterých byl uplatňován aktivní a pasivní management (Tab. 4).

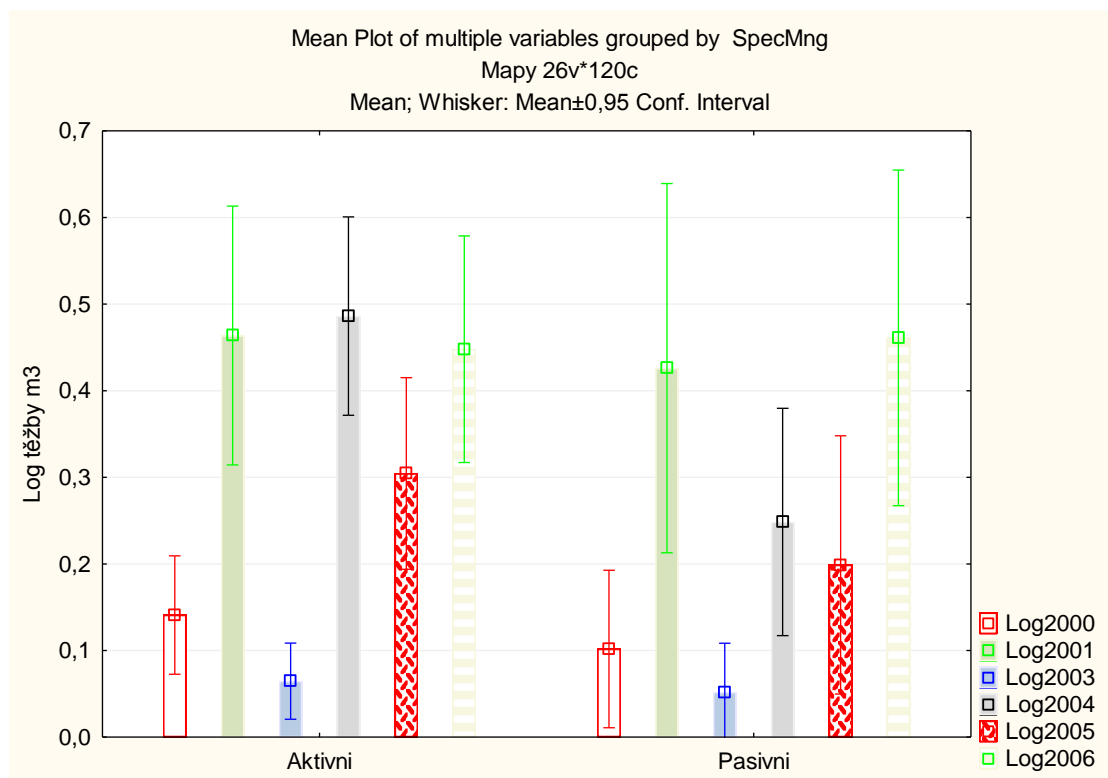
Tab. 4 ANOVA – Rozdíly v těžbách v územích s aktivním a pasivním managementem.

Signifikantně významný rozdíl ( $p < 0,05$ ) je vyznačen\*.

	one-way ANOVA				
Proměnná	SS	Df	MS	F	P
2000	0,008	1	0,008	0,579	0,448
2001	0,000	1	0,000	0,000	0,989
2003	0,007	1	0,007	0,849	0,359
2004	0,439	1	0,439	7,097	0,009*
2005	0,073	1	0,073	1,069	0,303
2006	0,053	1	0,053	0,389	0,534
celkem	0,012	1	0,012	0,060	0,807

*H0 (2): Oblasti LS Prášily v území s pasivním managementem po Kyrillu (lokality speciálních managementů) a oblasti s aktivním managementem se neliší v dynamice napadení kůrovci (tj. objem kůrovcových těžeb v jednotlivých letech je všude stejný).*

Ve zkoumaných lokalitách LC Prášily byl zjištěn rozdíl v průběhu kůrovcové gradace v jednotlivých letech, ale tento rozdíl nebyl prokázán jako signifikantní (Obr. 8). Signifikantní rozdíl mezi územím s aktivním a pasivním managementem byl prokázán pouze v roce 2004 (ANOVA,  $p=0,018$ ), kdy vyšší těžby byly provedeny v území, ve kterém byl po Kyrillu uplatněn aktivní management, tj. těžba (Tab. 4). V jiných letech byly podobné trendy, ale signifikantně významný rozdíl nebyl prokázán.



Obr. 8 ANOVA – Rozdíly v těžbách v územích s aktivním a pasivním managementem v jednotlivých letech. Signifikantní rozdíl byl zjištěn pouze v roce 2004.

Stáří porostů ( $p=0,035$ ) byla vyhodnocena jako signifikantně významná kovariáta objemu kůrovcové těžby celkově i v jednotlivých letech (ANCOVA, Tab. 5). Zastoupení smrku v porostu nebylo statisticky významné ( $p=0,833$ ).

Tab. 5 ANCOVA - objemy kůrovcové těžby v oblastech aktivního a pasivního managementu.

Signifikantně významná hodnota ( $p<0,05$ ) je vyznačena\*

Effect	ANCOVA				
	SS	Df	MS	F	P
Věk	0,911	1	0,911	4,534	0,035*
Zastoupení SM	0,900	1	0,009	0,045	0,833
Managem.	0,955	0,852	6	109	0,533



*H0 (3): Předchozí těžby nepredikují těžby v následujících letech.*

Regresní analýzou byla prokázána závislost objemu kůrovcových těžeb na předešlých těžbách (Tab. 6). Více kůrovcových těžeb bylo zaznamenáno v porostních skupinách, ve kterých byly kůrovcem napadené stromy těženy již v předchozích letech (Obr. 9, 10, 11).

*Tab. 6 Mnohonásobná regrese. Závislost objemu těžeb v letech 2006, 2005 a 2004 na objemu těžeb v předchozích letech.*

---

Multiple Regression Results			
Dependent: Log2006	Multiple R = ,22511833	F = 6,299271	
	R2= ,05067826	df = 1,118	
No. of cases: 120	adjusted R2= ,04263316	p = ,013434	
	Standard error of estimate: ,579487354		
Intercept: ,234802888	Std.Error: ,1013433	t( 118) = 2,3169	p = ,0222
Log do2005 b* = ,225			

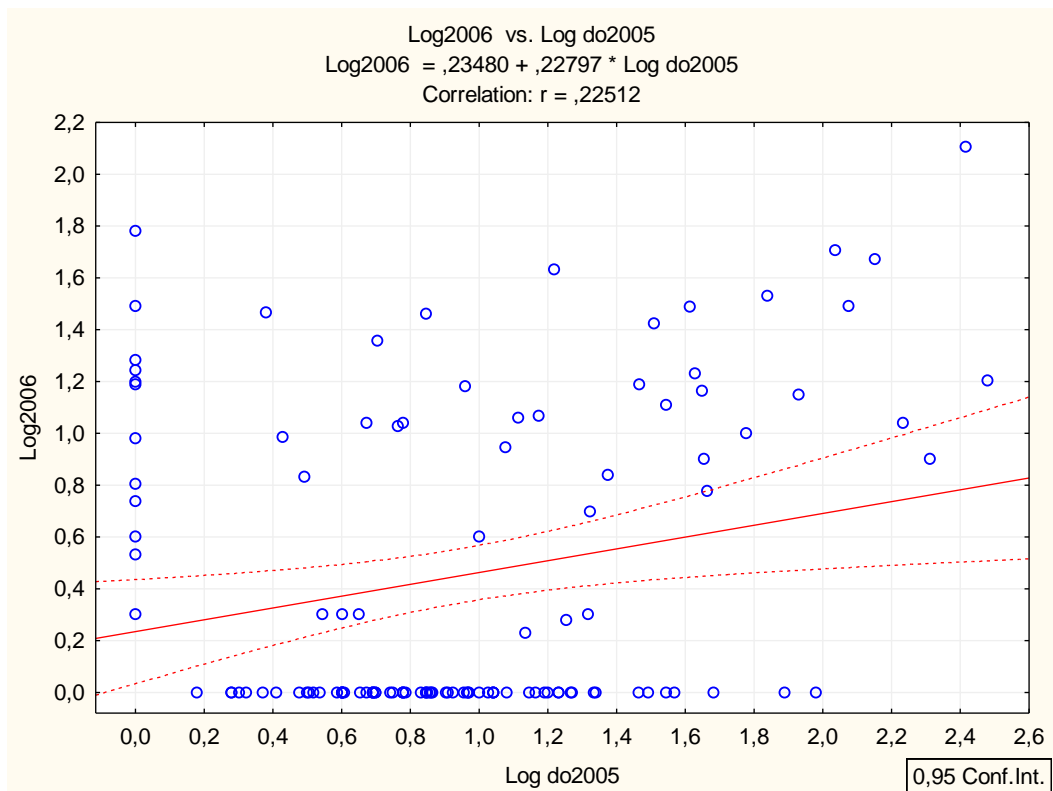
---

Multiple Regression Results			
Dependent: Log2005	Multiple R = ,25659768	F = 8,317012	
	R2= ,06584237	df = 1,118	
No. of cases: 120	adjusted R2= ,05792578	p = ,004669	
	Standard error of estimate: ,477176642		
Intercept: ,098153913	Std.Error: ,0748289	t( 118) = 1,3117	p = ,1922
log do 2004 b* = ,257			

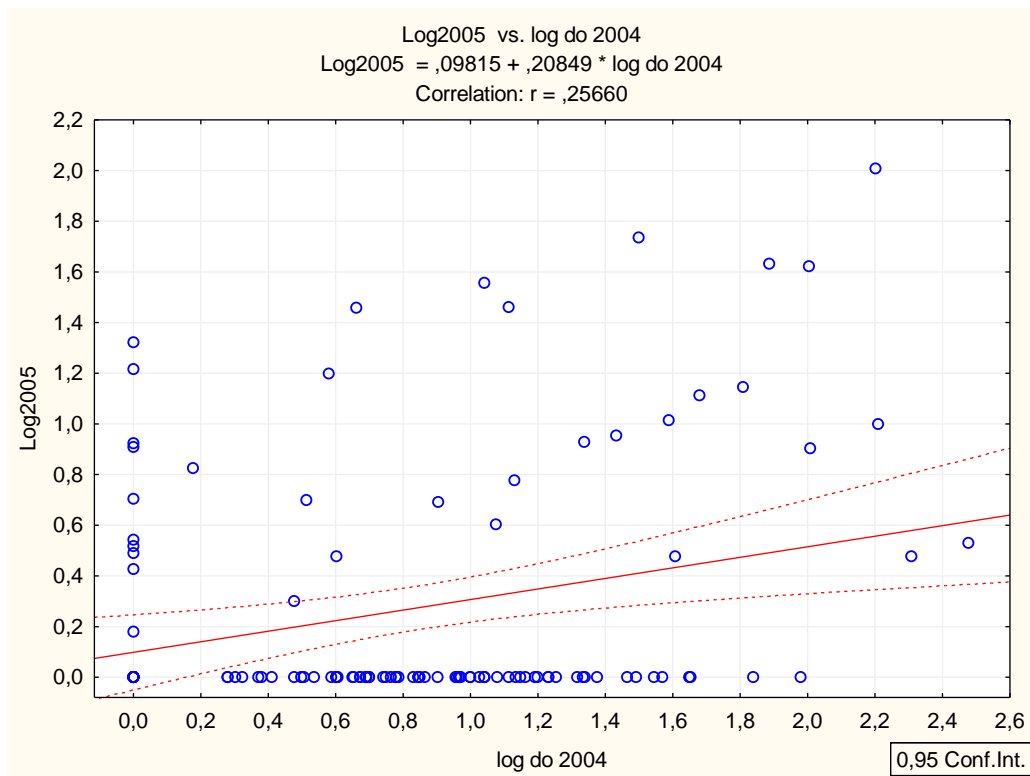
---

Multiple Regression Results			
Dependent: Log2004	Multiple R = ,51869150	F = 43,43174	
	R2= ,26904088	df = 1,118	
No. of cases: 120	adjusted R2= ,26284631	p = ,000000	
	Standard error of estimate: ,431531712		
Intercept: ,054264116	Std.Error: ,0676710	t( 118) = ,80188	p = ,4242
log do 2003 b* = ,519			

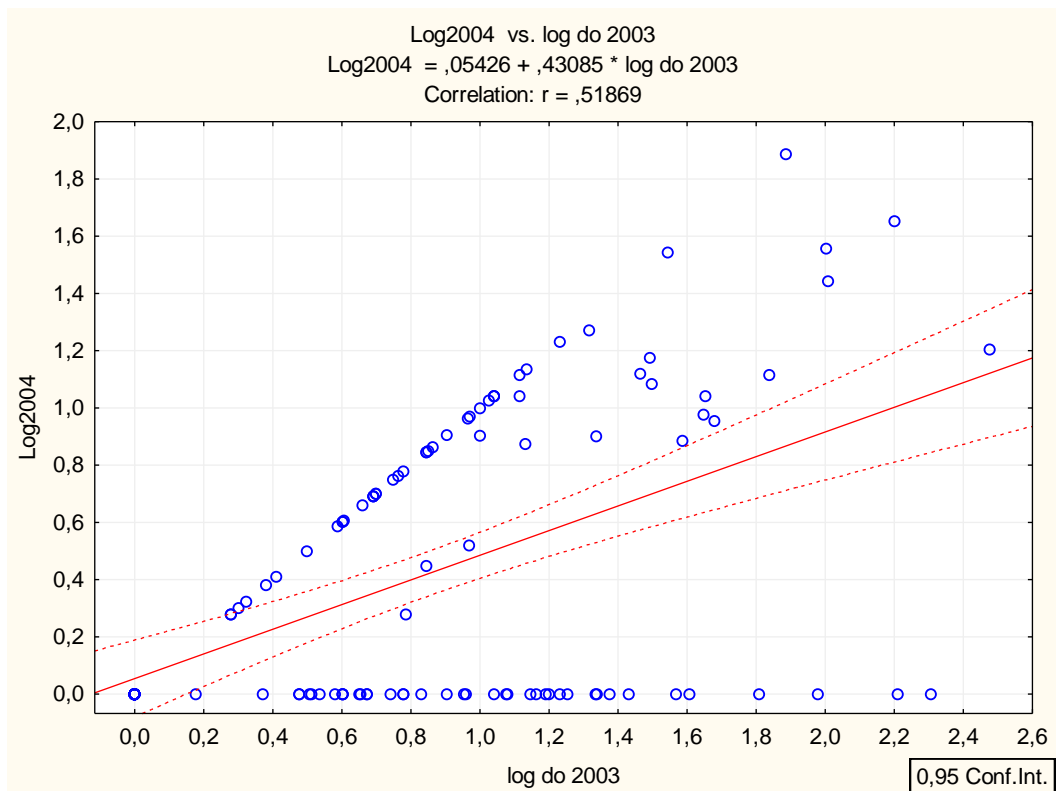
---



Obr. 9 Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2006 a předešlymi těžbami.



Obr. 10 Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2005 a předešlymi těžbami.



Obr. 11 Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2004 a předešlými těžbami.

## 4.2 Zmlazení v lokalitách ovlivněných kůrovcovou gradací

V rámci diplomové byly zkoumány lokality Ždánidla a Plesná, kde byl uplatněný aktivní i pasivní management (Obr. 12, Obr. 13). Jednotlivé managementy, které ve zkoumaných plochách byly aplikovány, jsou stojící souše (P), ponechané vývraty (P) a paseka (A).



*Obr. 12 Pasivní management na zkoumaných plochách – stojící souše (autor: Š. Janouchová)*



*Obr. 13 Aktivní management na zkoumaných plochách – paseka (autor: Š. Janouchová)*

V rámci průzkumu ve vybraných lokalitách se speciálními typy managementu byly nalezeny semenáčky smrků, bříz, jeřábů, jedlí a buků. Druhy substrátů, v nichž bylo zmlazení ve zkoumaných lokalitách zaznamenáno jsou půda, kořenový val (Obr. 14, Obr. 15) a dřevo.



*Obr. 14 & 15 Semenáčky smrků rostoucí z kořenového valu (autor: Š. Janouchová)*

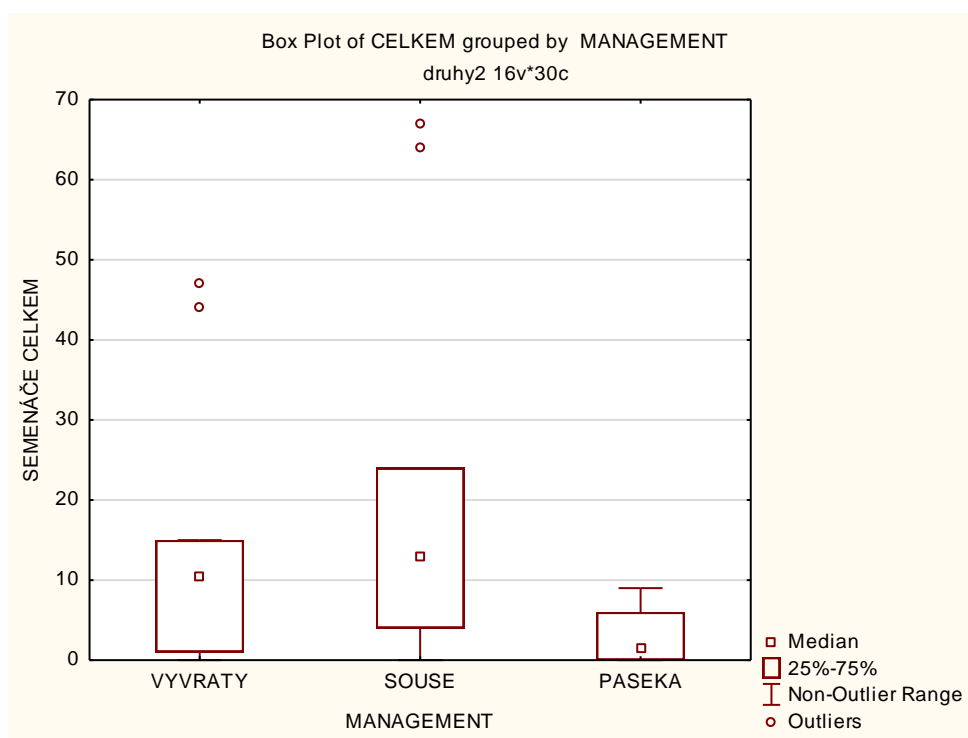
*H0 (1): Není rozdíl v počtech zmlazení v různých typech managementu.*

Pomocí jednocestné analýzy variance (Tab. 7) bylo zjištěno, že existuje signifikantní rozdíl ( $p=0,033$ ) v počtech zmlazení v různých typech managementů. Hypotéza H0 (1) byla zamítnuta. Nejvíce semenáčků bylo zaznamenáno v pasivním managementu stojích souší (Obr. 16).

Tab. 7 ANOVA- rozdílů v počtu semenáčků v různých typech managementu.

Signifikantně významná hodnota ( $p<0,05$ ) je vyznačena\*

	ANOVA				
log celkem	SS	Df	MS	F	P
MANAGEMENT	2,073	2	1,036	3,897	0,033*



Obr. 16 Krabicový graf výskytu semenáčků v jednotlivých typech managementu

*H0 (2): Není rozdíl v počtech zmlazení na různých substrátech.*

Maximální počet semenáčků byl nalezen na půdě (Tab. 8). Na dřevu a kořenovém valu bylo nalezeno znatelně méně semenáčků.

Tab. 8 Popisné statistiky (počty semenáčků dle substrátu)

Proměnná	Popisné statistiky				
	N Platných	Průměr	Minimum	Maximum	Sm. odch.
PŮDA	30	12,43333	0	66	17,98023
DŘEVO	30	0,1	0	2	0,40258
KOŘENOVÝ VAL	30	0,3	0	3	0,79438
CELKEM	30	12,83333	0	67	18,41679

Byl prokázán (ANOVA, Tab. 9) signifikantní rozdíl ( $p=0,000$ ) v počtech zmlazení na různých typech substrátu.  $H_0$  (2) byla zamítnuta.

Tab. 9 ANOVA rozdílu v počtech zmlazení na různých typech substrátu

	ANOVA				
log celkem	WilksLambda	F	df	Error df	P
MANGaSUBS	13,32	8	1,664	16,44	0,000*

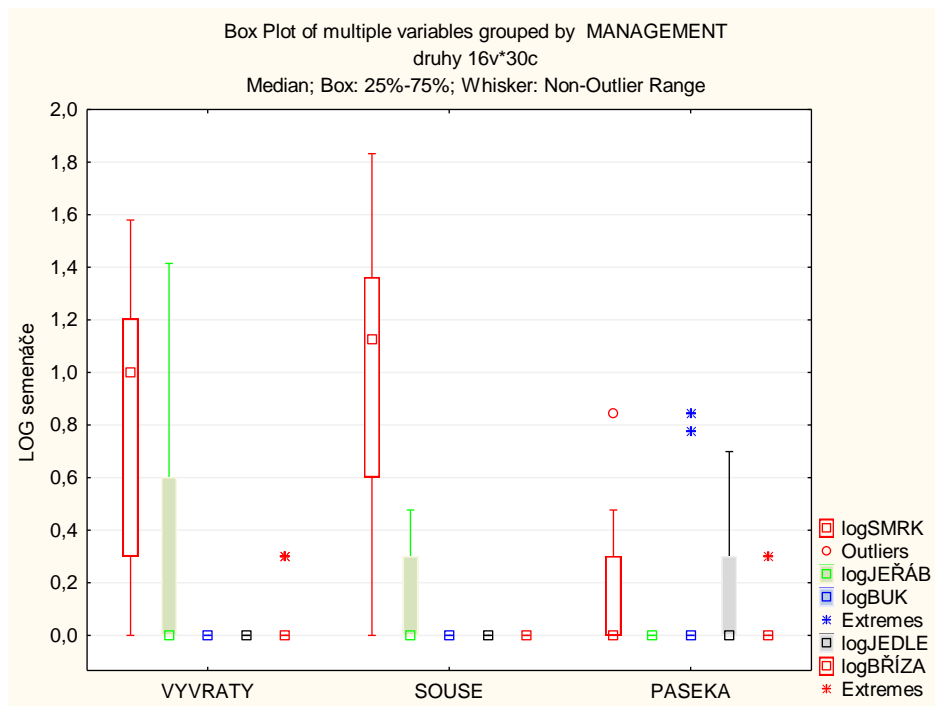
$H_0$  (3): *Není rozdíl v různých typech managementu v počtech zmlazení různých druhů dřevin.*

Rozdíl mezi různými typy managementu v počtech zmlazení různých druhů byl signifikantně prokázán ( $p=0,005$ ; Tab. 10) a  $H_0$  (3) byla zamítnuta. Vyšší počet semenáčků smrku byl zaznamenán v plochách s vývraty a soušemi, kde se také vyskytovaly jeřáby (Obr. 17). Počty dalších semenáčků byly velmi nízké.

Tab. 10 ANOVA – počty zmlazení různých dřevin v plochách s různým managementem.

Signifikantně významná hodnota ( $p<0,05$ ) je vyznačena\*

	ANOVA				
log celkem	WilksLambda	F	df	Error df	P
MANAGEMENT	0,365	3,013	10	46	0,005*



Obr. 17 Krabicový graf znázorňující rozdíly mezi zmlazením různých druhů dřevin v jednotlivých managementech

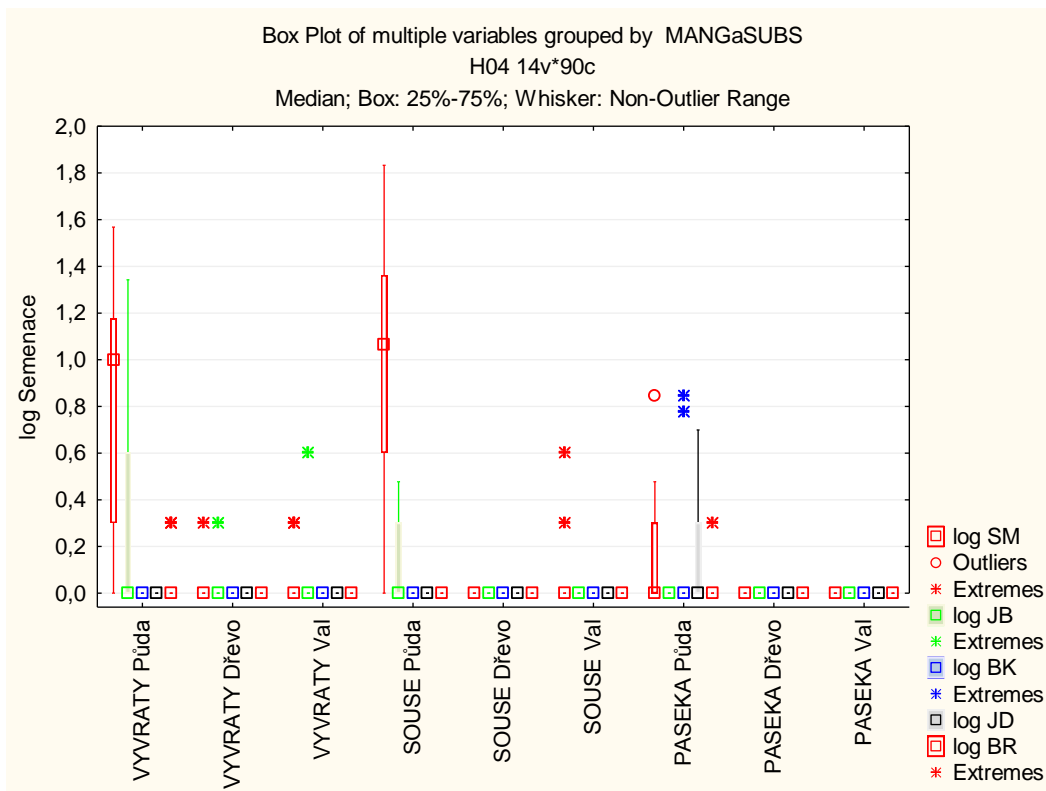
$H_0$  (4): *Není rozdíl v počtech zmlazení různých druhů dřevin na různých substrátech.*

Pomocí jednocestné anovy (Tab. 11) bylo zjištěno, že existuje prokazatelný rozdíl ( $p=0,000$ ) v počtech zmlazení různých druhů dřevin na různých substrátech. Vyšší počty semenáčů smrku a jeřábu byly v lokalitách „souše“, „vývraty“ i „paseka“ zaznamenány na substrátu půda (Obr. 18). Na dalších substrátech byly počty semenáčů nízké či dokonce nulové. Byla zamítnuta  $H_0$  (4).

Tab. 11 ANOVA – počty zmlazení různých dřevin v plochách s různým managementem.

Signifikantně významná hodnota ( $p<0,05$ ) je vyznačena\*

	ANOVA				
log celkem	WilksLambda	F	df	Error df	P
MANAGEMENT	0,17	4,236	40	338,4	0,000*



Obr. 18 Krabicový graf znázorňující variabilitu druhů semenáčků na jednotlivých substrátech v různých managementech



## 5. Diskuze

Prostorová distribuce a dynamika šíření kůrovců je významné téma, které se v této době velmi intenzivně řeší napříč celou společností. Lesy jsou důležité pro ekonomickou a rekreační funkci, ale také pro biodiverzitu. Mezi faktory, které určují výsledný stav lesa, patří i působení kůrovce. Citlivost smrkových porostů vůči vichřicím a kůrovci se může zvyšovat se změnou klimatu. Za možné příčiny zvýšené citlivosti jsou považovány skutečnosti, že stromy mohou dorůst do větší výšky. Zimy jsou mírnější a přizemní mráz, který dosahuje pouze do určité části porostu, pak umožní kůrovci úspěšněji přezimovat a vyvinout další generace (Jonsson et al., 2007). Aktuálně bylo zdokumentováno, že dochází také k posunu šíření i doby náletu brouků na stromy, která se liší podle nadmořské výšky lokality a průběhu počasí (Skuhřavý, 2002). Efekt nadmořské výšky a rozdílu v klimatickém a fenologickém vývoji v jednotlivých letech mohou vysvětlovat rozdílné těžby kůrovcového dřeva v letech 2000-2006 v LHC Prášíly. Zjištěné průměrné objemy kůrovcem napadeného dřeva v letech 2001 až 2006 přesáhly tzv. normovaný základní stav kůrovce, tj.  $1 \text{ m}^3/5 \text{ ha}$  (Anonymus, 2003). Tato normovaná hodnota byla překročena u maximálních objemů v každém zkoumaném roce, což znamená, že v každém sledovaném roce se v zájmovém území vyskytovaly porostní skupiny s „nadnormativním tedy kalamitním stavem kůrovce“. Tyto hodnoty a vyhlášení kalamitního stavu v lesních porostech národního parku, které neslouží hospodářskému využití, jsou bezpředmětné, nicméně je možné konstatovat, že v některých letech byl zaznamenán prudký nárůst kůrovcové populace a následné šíření do dalších porostních skupin. Otázkou zůstává, zda jde pouze o nárůst tzv. autochtonní populace, jak uvádí Schwenke (1996, tzv. teorie ohnisek) nebo se kůrovec šíří z ohniska dále k porostním stěnám, do blízkého okolí i do vzdálenějších míst.

Turčáni (2011) uvádí, že přesuny značné části populace lýkožrouta mohou dosahovat 1000 m, Wermelinger (2004) uvádí 500 m. Faimanovy (Faiman, 1996) letecké smímky z roku 1996 ukazují, že nejrozšířenějším způsobem šíření je vznik ohniska v zapojeném porostu, pak rozsev v zapojeném porostu a dále v prořídlém porostu. Na porostních stěnách bylo šíření méně časté. Z hlediska uplatňovaného managementu je ale nutné podotknout, že dle výzkumu (Montano et al., 2016) intenzivní obhospodařování lesů vykazuje nejvyšší míru migrující populace lýkožrouta smrkového. Je zde nutné podotknout i to, že antropogenní činnosti (těžba) mění strukturu lesa a mohou ovlivňovat kůrovcové rozptýlení. Antropogenní činnosti hrají důležitější roli než geografické vzdálenosti (Montano et al., 2016). Montano et al. (2016)

dále uvádí, že oblasti s aktivním managementem obecně představovaly vyšší počet kůrovcových emigrantů ve srovnání s přilehlým místem, kde byl uplatňován pasivní management. Na druhou stranu, ale také studie uvádí, že lokality s pasivním managementem přijaly méně kůrovců. Rychlé odstranění kůrovce může být tedy účinné při kontrole vnitřní populace. Je však nutné podotknout, že těžba v intenzivně obhospodařovaných oblastech (A) vede k roztržitosti biotopu a právě tato roztržitost může přinutit více jednotlivců lýkožrouta smrkového létat delší vzdálenosti s cílem nalézt vhodnější zalesněné oblasti, kde by se mohl usadit. Z tohoto důvodu může území, kde je uplatňovaný pasivní management, nabídnout lepší ekologické podmínky pro populace lýkožrouta smrkového, což ale snižuje potřebu jednotlivců emigrovat na dlouhé vzdálenosti za účelem nalezení vhodných hostitelů. Úvahy směřující k závěru, že provádění aktivních managementových opatření nevede k uklidnění kůrovcové gradace je možné podpořit také studií z oblasti polských a slovenských Tater, kde bylo zjištěno, že celkový objem pokáceného dřeva a kůrovcem uschlých stromů je v zásahové a nezáhahové části srovnatelný (Grodzki et al., 2010).

Přírozené zmlazení smrkových porostů, které odumírají v důsledku kůrovcové kalamity na území NP Šumava, je jednou z klíčových otázek jejich dalšího managementu, neboť rozsáhlé plochy smrkových porostů v NP Šumava jsou v posledních letech postižené gradací kůrovců, a to zejména lýkožrouta smrkového *Ips typographus* (Svoboda, 2009a).

Výskyt přírozené obnovy je závislý nejenom na struktuře mateřského porostu, ale i na typu substrátu (Zenáhlíková et al., 2011) a tato závislost byla prokázána v mnoha studiích (např.: Baier et al., 2007, Jonášová & Matějková, 2007).

Při studiu zmlazení v lokalitách speciálních managementů Plesná a Ždánidla bylo zjištěno, že nejrozšířenějším druhem substrátu, na kterém rostou semenáče dřevin (především smrku a jeřábu), v jednotlivých typech managementů je půda. Tento substrát nejvíce převládal v pasivním managementu stojících souší, ale hojně byl půdní substrát zastoupený i v pasivním managementu vývrátů. Půdní substrát jako mikrostanoviště semenáčů pak byl o něco méně zastoupený v rámci aktivního managementu pasek, kde byl i celkový počet semenáčků nižší než v ostatních typech managementů. Aktivní management (v rámci diplomové práce management paseky) znamená provedení těžby stromů, které jsou napadené lýkožroutem. Těžba je základním opatřením, které je podstatné pro snížení četnosti tohoto druhu (Ogris & Jurc, 2010). Provedení těžeb je ale extrémně citlivé na důslednost s jakou se provádí, protože efektivita obvykle výrazně klesá nad určitou hranicí objemu těžby, které

odpovídá limitům, které jsou dány použitými technologickými prostředky a možnostmi pracovníků. Tato hranice je s ohledem na objem těžby a způsob zadávání zpracování napadených stromů v NP Šumava častokrát překročena a na vývoj lýkožrouta má poté vážné důsledky (Turčáni, 2011). Těžba a přibližování stromů je velmi vážným problémem, neboť pod kůrou jsou dospělí nebo téměř dospělí brouci, kteří se při ztrátě kůry mohou roznášet. Jeden z dalších negativních faktorů těžby jako obranného opatření je ten, že při pokácení napadených stromů jsou okolní stromy vystaveny přímému slunečnímu záření, což může zvýšit jejich atraktivitu pro napadení lýkožroutem (Rouault et al., 2006).

Důležité jsou však i následky těžby, které mají vliv na samoobnovu lesa. V naší studii se prokázala nejnižší účast semenáčků právě na plochách aktivního managementu, kde byly stromy vytěženy. Po asanačním zásahu po výskytu lýkožrouta smrkového se z porostů stávají holiny, ve kterých je sukcese pomalá a zvyšuje se na nich extremita stanovišť (Kindlmann et al., 2012). Existují studie, kde na holinách po odtěžení porostu nebyly nalezeny žádné nově uchycené semenáčky, protože nepřežily asanační zásahy (Jonášová, 2001).

Dalším druhem substrátu, který byl v rámci studie zaznamenán, bylo tlející dřevo. Z tohoto druhu substrátu semenáčky vyrůstaly pouze v pasivních managementech stojících souší a ponechaných vývrátů. V aktivním managementu – pasece či holině nebyl substrát tlejícího dřeva vůbec zaznamenán. Preference tlejícího dřeva, ať již jde o ležící kmeny, vývraty či pahýly, potvrdili ve svých studiích např. Jonášová (2004) a Hofgaard (1993). Tlející dřevo hraje důležitou roli v dostupnosti vody (Baier et al., 2007), dále ochrany obnovy (Matějková & Jonášová, 2004), ale i dynamice živin. Nejvhodnějšími substráty pro uchycení a klíčení semenáčků jsou mechorosty, které dobře vážou vlhkost, dále hrabanka (Hanssen, 2003) a tlející dřevo (Jonášová & Prach, 2004). Pro odrůstání semenáčků je nejlepší hrabanka (Hanssen, 2003) a tlející dřevo (Jonášová & Prach, 2004).

Posledním zaznamenaným druhem substrátu byl kořenový val, který se vyskytoval pouze v pasivním managementu ponechaných vývrátů, kde jsou kořenové valy charakteristickým znakem tohoto managementu. Základním cílem práce s lesem ve všech českých národních parcích je obnova přirozeného, resp. přírodě blízkého, stavu lesa se všemi jeho atributy (druhová diverzita v prostoru a čase, vývojová stadia včetně pozvolného rozpadu i neočekávaných disturbancí, autoregulační procesy). Tohoto základního cíle nelze docílit manipulací porostů běžnou v hospodářských lesích, ale vytvářením podmínek pro působení přírodních procesů (Svoboda, 2009a) mezi které patří ponechání vývrátů samovolnému vývoji a následnému monitoringu přirozeného zmlazení, jenž bez pochyby probíhá samovolně.

Nejrozmanitějším typem managementu vzhledem k typu substrátu byl vyhodnocen pasivní management ponechaných vývratů, kde se prokázalo zastoupení všech druhů nalezených substrátů, a to půdy, kořenového valu i tlejícího dřeva. V obou dalších managementech je hodnota rozmanitosti substrátů nižší.

V jednotlivých managementech byly nalezeny semenáčky smrků, buků, jedlí, ale i pionýrských druhů jako jsou jeřáby a břízy. Přítomnost listnatých pionýrských dřevin pomáhá zlepšovat biodiverzitu stanoviště a je třeba tyto porosty považovat za začátek přirozené sukcese, která zajistí v lese větší prostorovou, časovou a druhovou diverzitu v současné době i budoucnosti (Hřebačka, 2009).

Nejhojnějším zástupcem zmlazení byl smrk, který se nejvíce vyskytoval v pasivním managementu stojících souší. Již v roce 1999 doložil Podrázský et al. díky výsledkům svého průzkumu dostatečný potenciál přirozeného zmlazení smrku, obdobně také systematický výzkum zmlazení v územích ponechaných samovolnému vývoji dokazuje dostatečný počet semenáčů (Čížková et al., 2011). Při pomalém rozpadu porostů (dá se tedy považovat i za typy pasivních managementů ve zkoumaných lokalitách) je zmlazení dostatečné pro plynulou obnovu lesa v dané oblasti. Již tyto výsledky poukazovaly na to, že přirozená obnova za příznivých podmínek a při vhodných postupech managementu by měla zachovat v následných porostech dostatečný počet jedinců smrku pro odpovídající podíl v další generaci šumavských lesů. Podrázský et al. (1999) také jako řada dalších autorů (např. Turčáni, 2011 a Rouault et al., 2006) upozorňoval na možné poškození lesnickými těžebně-dopravními zásahy.

Druhově nejbohatším managementem byl vyhodnocen management stojících souší. Jonášová (2004) ve své studii prokázala, že regenerační procesy probíhají v odumřelých porostech velice úspěšně, což se podařilo prokázat i u pasivního managementu stojících souší v naší studii. Z dřívějších výzkumů (Jonášová, 2001) je známé, že v uschlých porostech, které jsou ponechány samovolnému vývoji, je možnost nálezu i mladých semenáčků, které vznikají až po odumření porostů, což znamená, že se semena mohou rozšířit i ze vzdálenějších stromů, které přežili. Postupným rozpadem horního patra se dále předpokládá zlepšení světelných podmínek, které povede k lepšímu odrůstání zmlazení (Zenáhlíková et al., 2011).

Silně redukované počty semenáčků jednotlivých druhů dřevin byly nalezeny na pasekách. Růstem smrku na nepřirozených podmínkách (holině) lze očekávat spíše jednotvárný porost (Jonášová, 2004). Jednotvárné smrkové porosty s nedostatkem mrtvé dřevní hmoty se působením kůrovce začínají měnit ve více otevřené porosty se vzrůstajícím podílem

původních listnáčů jeřábů a buků (Jonášová, 2004). Kůrovec v takových místech působí jako prostředek obnovy přírodního charakteru smrkových lesů změněných v minulosti (Jonášová, 2004).

Úspěšnost přirozeného zmlazení může být limitováno nevhodnými podmínkami pro klíčení, ale také nízkým přežíváním semenáčků (Granhus et al., 2008). Přežívání a vývoj semenáčků ovlivňuje řada přirozených biotických i abiotických faktorů. K nejdůležitějším faktorům patří mráz, pohyb sněhu, poškození zvěří a konkurence přízemní vegetace. Proces přirozené obnovy v horských polohách také ztěžuje nepříznivý vliv klimatu a dlouhá perioda semenných let (Zenáhlíková et al., 2011). Světelné poměry, vnitrodruhová konkurence i konkurence ostatních nízkých rostlin vedou k vysoké úmrtnosti nejmladších generací smrku do 4-5 let (Jonášová & Prach, 2004).

Přirozená obnova je předpokladem trvalosti a dynamické vyváženosti přírodního společenstva. Může však probíhat pouze na místech, kde se podmínky pro tento proces vytvářejí odumřením nebo rozpadem jednotlivých složek starší generace. Po každém narušení přírodní cenózy následuje její regenerace (Zenáhlíková et al., 2011). Disturbance tedy neohrožují existenci lesa a naopak slouží k obnovení lesů a napomáhají její regeneraci.

První obrat od tradičního lesnického přístupu nastal v národním parku Bavorský les, kde bylo souvislé území jádrové zóny ponecháno bez zásahů po polomech již v letech 1983 a 1984 a následném rozmnožení kůrovce (Jonášová, 2004).

## 6. Závěr

V rámci této diplomové práce byla zjištěna řada poznatků o aplikaci pasivního a aktivního managementu, uplatňovaných postupech a jejich vlivu na lesní ekosystémy v národním parku.

Hlavním cílem této diplomové práce bylo zhodnotit terénní záznamy o výskytu kůrovců z lesnických hospodářských map v LHC Prášily a tím přispět k pochopení populační dynamiky lýkožrouta smrkového a zhodnocení efektivity prováděných protikůrovcových opatření. Po orkánu Kyrill v roce 2007 se strhla napříč společností velká řada diskusí o tom, jak nejlépe předcházet kůrovcovým gradacím a jak zasahovat, když se tato situace objeví. Tato studie dokládá, že ani těžby stromů napadených kůrovcem nemusí zabránit gradaci lýkožrouta. V období před velkoplošnou disturbancí, za kterou můžeme považovat orkán Kyrill, byl opakovaně zaznamenán výskyt kůrovce v porostních skupinách, které byly v předchozích letech asanovány těžbou, případně v jejich blízkém okolí. Zároveň docházelo k tomu, že na těžené plochy navazovaly další lokální polomy, které bylo nutné asanovat. Tímto dochází k typické spirále vítr – kůrovec – vítr a významné fragmentaci porostů (Grodzki et al., 2010).

V rámci diplomové práce byl dále zkoumán vliv prováděných managementů (stojící souše, ponechané vývraty, paseky) v porostech postižených kůrovcovou gradací na zmlazení, kde tyto typy managementů byly uplatňovány. Byly zjištěny rozdíly ve výskytu zmlazení mezi typy managementu a také substrátu, na kterých semenáče dřevin rostou. Jednoznačným důkazem pro preferenci pasivního managementu jsou vyšší počty i druhová pestrost semenáčů dřevin, které byly v oblastech stojících souší a ponechaných vývratů nalezeny.

Závěrem lze konstatovat, že aktivní management (tj. kácení a odvoz kůrovcem napadených stromů) není možné považovat za zcela efektivní a universální nástroj k zastavení šíření kůrovců. Naopak fragmentace porostů může zvyšovat nestabilitu porostů a zvyšovat pravděpodobnost rozpadu při dalších vichřicích. Aktivní managementová opatření také zhoršují stanovištní podmínky a limitují přirozenou obnovu lesa. V porostech ponechaných po velkoplošné disturbanci (vítr & kůrovec) samovolnému vývoji lze předpokládat úspěšnější obnovu porostů s větším počtem a druhovou pestrostí mladých dřevin. V odborné vědecké i ochranářské literatuře již existuje řada publikací z různých oblastí Evropy, které podporují aplikace tohoto přístupu alespoň ve zvláště chráněných územích.

Tato práce přináší obdobné poznatky konkrétně z území NP Šumava a lze doufat, že přispěje k nastavení efektivnějšího managementu lesních ekosystémů v českých národních parcích a dalších chráněných územích.

## 7. Literatura

- Anonymus. 2003. Doporučené technologické postupy při ochraně lesa proti kůrovcům. Ministerstvo zemědělství. 4 pp.
- Baier R, Meyer J, Gottlein A. 2007. Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* L.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forest of the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research* 52 126: 11–22.
- Bednarz B, Kacprzyk M, Cebrat R. 2011. The influence of rich odours on bark beetles infestation of traptrees in spruce (*Picea abies* L. Karst) stands. *Sylwan* 155: 179-187.
- Boháč J & Matějka K. 2010. Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009. [online]. [cit. 27. 7. 2016]. Dostupné z: [http://www.infodatasys.cz/biodivkrasu/rep2009\\_Bohac.pdf](http://www.infodatasys.cz/biodivkrasu/rep2009_Bohac.pdf)
- Boháč J & Matějka K. 2011. Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different decline stages in the Modrava area (Bohemian Forest). [online]. [cit. 27. 7. 2016]. Dostupné z: [http://www.infodatasys.cz/biodivkrasu/rep2010\\_Bohac.pdf](http://www.infodatasys.cz/biodivkrasu/rep2010_Bohac.pdf)
- Čížková P, Svoboda M, Křenová Z. 2011. Natural regeneration of acidophilous spruce mountain forests in non-intervention management areas of the Šumava National Park - the first results of the Biomonitoring project. *Silva Gabreta* 17 (1): 19-35.
- Duelli P, Zahradnik P, Knizek P, Kalinova B. 1997. Migration in spruce bark beetles (*Ips typographus* L) and the efficiency of pheromone traps. *Journal of Applied Entomology* 121: 297-303.
- Faiman Z. 1996. Monitoring kůrovce prostředky dálkového průzkumu Země. *Lesnická práce*. 75: 11-13.
- Fanta J & Křenová Z. (eds.). 2009. Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava. 190 pp.
- Fischer A, Lindner M, Abs C, Lasch P. 2002. Vegetation dynamics in central european forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica* 37: 17-32.
- Foster DR & Orwig DA. 2006. Preemptive and salvage harvesting of New England forests: When doing nothing is a viable alternative. *Conservation Biology* 20(4): 959–970.
- Frelich LE. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes. *Studies for temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press. 266 pp.



- Granus A, Hanssen KH, De Chantal M. 2008. Emergence and seasonal mortality of naturally regenerated *Picea abies* seedlings: impact of overstory density and two site preparation methods. *New Forests* 35: 75–87.
- Grodzki W, Turčáni M, Jakuš R, Hlásny T, Raši R, McManus ML. 2010. Bark beetles in the Tatra Mountains. *International research 1998-2005 – an overview. Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry* 52 (2): 114-130.
- Hanssen KH. 2003. Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecology and Management* 180: 199–213.
- Hofgaard A. 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601–608.
- Holuša J & Weiser J. 2009. Patogeny(i), viry a protozoa lýkožroutů rodu *Ips* na smrku a možnosti jejich využití v ochraně lesa. In: Vojtěch O & Šustr P (eds.) 2009: *Ekologické metody ochrany lesa před podkorním hmyzem. Sborník referátů ze semináře – sešit 1. Správa NP a CHKO Šumava. Kašperské Hory.*
- Hošek E. 1981. Studie o výskytu kalamit na území ČSR od roku 1900. *Lesprojekt. Brandýs nad Labem.* 10-12:82-86.
- Hruška J & Cienciala E. 2002. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd limitující faktor současného lesnictví. *Ministerstvo životního prostředí.* 159 pp.
- Hřebačka J. 2009. Využití pionýrských dřevin. In: Fanta J & Křenová Z (eds.) 2009: *Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.*
- IUCN. 1994. *Guidelines for Protected Areas Management Categories.* IUCN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland. 261 pp.
- Janouchová Š. 2012. Problematika výskytu kůrovce v Krkonoších. *Bakalářská práce. Fakulta chemicko-technologická, Univerzita Pardubice.* 60 pp.
- Jelínek J. 1988. Větrná a kůrovcová kalamita na Šumavě z let 1868 až 1878. *Lesprojekt. Brandýs nad Labem.* 38 pp + 12 maps.
- Jonášová M. 2001. Regeneration of mountain spruce forests area destructive bark beetle outbreak. *Silva Gabreta* 6: 241-248.
- Jonášová M. 2004. Zmlazení dřevin v horských smrčínách odumřelých po napadení lýkožroutem smrkovým. In: Dvořák L & Šustr P (eds.): *Aktuality šumavského výzkumu II. Sborník z konference Srní 4.–7. October 2004. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.*

- Jonášová ME. 2013. Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa* LXI (5): 216-219.
- Jonášová M & Matějková I. 2007. Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1907–1914.
- Jonášová M & Prach K. 2004. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering* 23: 15–27.
- Jonášová M & Prach K. 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation* 141: 1525-1535.
- Jonsson AM, Harding S, Barring L, Ravn HP. 2007. Impact of climate change on population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 146: 70 – 81.
- Kindlmann P, Matějka K, Doležal P. 2012. *Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody*. Univerzita Karlova v Praze. Karolinum. 325 pp.
- Klostermann K. 1893. *V ráji šumavském*. Odeon. 208 pp.
- Knížek M. 2016. Škodliví činitelé v lesích Česka 2015/2016 Vliv sucha na stav lesních porostů. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Jíloviště- Strnady. 64 pp.
- Križová E & Ujházy K. (eds.). 2007. *Dynamika, stabilita a diverzita lesných ekosystémov*. Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene. 260 pp.
- Kreutz J, Vaupel O, Zimmermann G. 2004. Efficacy of *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. against the spruce bark beetle, *Ips typographus* L., in the laboratory under various conditions. *Journal of Applied Entomology* 128: 384-389.
- Kučera A. 2009. Stav a management lesních ekosystémů v NP Šumava. In: Fanta J & Křenová Z (eds.) 2009: *Management lesů v českých národních parcích*. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.
- Majer V, Cosby BJ, Kopáček J, Veselý J. 2003. Modelling reversibility of Central European mountain lakes from acidification: Part I – the Bohemian forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 7:494-509.
- Matějková I & Jonášová M. 2004. Vliv managementu na obnovu šumavských lesů. In: Dvořák L & Šustr P (eds.): *Aktuality šumavského výzkumu II*. Sborník z konference Srní 4.–7. October 2004. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.

- Montano V, Bertheau C, Doležal P, Krumböck S, Okrouhlik J, Stauffer C, Moodley Y. 2016. How differential management strategies affect *Ips typographus* L. dispersal. *Forest Ecology and Management* 360: 195-204
- Müller, J., Bussler, H., Gossner, M., Rettelbach, T., Duelli, P. 2008. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation* 17: 2979–3001.
- Ogris N & Jurc M. 2010. Sanitary felling of Norway spruce due to spruce bark beetles in Slovenia: A model and projections for various climate change scenarios. *Ecological Modelling* 221: 290-302.
- Öhrn P. 2012. The spruce bark beetle *Ips typographus* in a changing climate – Effects of weather conditions on the biology of *Ips typographus*. Introductory Research Essay. Department of ecology. Swedish University of Agricultural Sciences. 27 pp.
- Pickett STA & White PS. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. Orlando, Florida. 472 pp.
- Podrázský V, Hamerník J, Leuger J, Kohlík V. 1999. Přirozené zmlazení rozpadajících se smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách na území NP Šumava – předběžné výsledky. *Silva Gabreta* 3: 155-160.
- Raffa K & Berryman A. 1983. The role of host plant resistance in the colonization behavior and ecology of bark beetles (*Coleoptera: Scolytidae*). *Ecological Monographs* 53 (1): 27-49.
- Rouault G, Candau JN, Lieutier F, Nageleisen LM, Martin JC, Warzée N. 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science, Springer Verlag/EDP Sciences* 63 (6): 613-624.
- Schwenke W. 1996: Grundzüge des Massenwechsels und der Bekämpfung des Grossen Fichtenborkenkäfers, *Ips typographus* (L.) (Col. *Scolytidae*). *W. Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 69: 11-15.
- Skuhřavý V. 2002. *Lýkožřout smrkový (Ips typographus L.) a jeho kalamity*. Agrospoj. Praha. 196 pp.
- Steinwender B, Krehn HW, Wegensteiner R. 2010. Different effects of the insectpathogenic fungus *Beauveria bassiana* (Deuteromycota) on the bark beetle *Ips sexdentatus* (Coleoptera: Curculionidae) and on its predator *Thanasimus formicarius* (Coleoptera: Cleridae). *Journal of Plant Diseases and Protection* 117: 33-38.

- Svoboda M. 2007. Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku. [online]. [cit. 20. 7. 2016]. Dostupné z: [http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/ASV2007\\_105.pdf](http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/ASV2007_105.pdf)
- Svoboda M. 2009a. Problematika managementu v národních parcích- co je nutno změnit a jak. In: Fanta J & Křenová Z (eds.) 2009: Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.
- Svoboda M. 2009b. Management lesa ve zvláště chráněných územích-ekologické lesnictví jako řešení. In: Fanta J & Křenová Z (eds.) 2009: Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk.
- Správa NPŠ. 2006. LHP Prášíly. MS. Depon in Správa NPŠ. Kašperské Hory. 126 pp.
- Turčáni, M. 2011. Management lesa v souvislosti s gradací populace lýkožrouta smrkového na příkladu Šumavy. [online]. [cit. 27. 7. 2016]. Dostupné z: [http://www.infodatasys.cz/sumava/typographus\\_110610.pdf](http://www.infodatasys.cz/sumava/typographus_110610.pdf)
- Vacek S, Podrázský V, Matějka K. 2006. Dynamics of the health status of forest stands and its prediction on research plots in the Šumava Mts. *Journal of Forest Science* 52 (10): 457–473.
- Valeria M, Bertheau C, Doležal P, Krumböck S, Okrouhlík J, Stauffer Ch, Moodley Y. 2016. How differential management strategies affect *Ips typographus* L. dispersal. *Forest Ecology and Management* 360:195-204.
- Vojtěch O. 2013. Analýza prostorové distribuce populace lýkožroutů v modelovém území bezzásahového režimu po orkánu Kyrill v NP Šumava. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. 127 pp.
- Wermelinger B. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*-a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202 (1-3): 67-82.
- Zahradník P. 2015. Historie kůrovcové kalamity na Šumavě a její možné dopady na budoucí vývoj. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Strnady. 4 pp.
- Zahradníková M & Zahradník P. 2015. Metodická příručka integrované ochrany rostlin pro lesní porosty. Příloha 1 Seznam povolených přípravků a dalších prostředků na ochranu lesa. Lesnická práce. 152 pp.
- Zenáhlíková J, Svoboda M, Wild J. 2011. Stav a vývoj přirozené obnovy před a jeden rok po odumření stromového patra v horském smrkovém lese na Trojmezí v Národním parku Šumava. *Silva Gabreta* 17 (1): 37–54.

Zumr V. 1985. Biologie a ekologie lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) a ochrana proti němu. Academia Praha. 124 pp.

Zumr V. 1995. Lýkožrout smrkový-biologie, prevence a metody boje. Matice Lesnická. Písek. 132 pp.

**Další zdroje:**

ČÚZK. WMS - Ortofotomapa ČR (2011-2014). [online]. [cit. 13. 2. 2016]. Dostupné z: [http://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ORTOFOTO\\_PUB/WMSservice.aspx](http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx).

www.npsumava.cz. [online]. [cit. 15. 8. 2016]. Dostupné z: <http://www.npsumava.cz/cz/1276/sekce/biotopy/>

www.sumavainfo.cz. [online] [cit. 18. 8. 2016]. Dostupné z: <http://www.sumavainfo.cz/file.php?nid=11188&oid=3630807>

Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). [online]. [cit. 17. 8. 2016]. Dostupné z: <http://lesnizakon.cz/>

## Přílohy

### Seznam příloh:

#### Obrázky

- Obr. 1** Schéma vývoje horského smrkového lesa v rámci sekundární sukcese po disturbanci *str. 10*
- Obr. 2** Model dynamiky horských smrkových lesů ve střední Evropě. *str. 11*
- Obr. 3** *Ips typographus* *str. 12*
- Obr. 4** Životní cyklus *Ips typographus* *str. 12*
- Obr. 5** Vývojový harmonogram lýkožrouta smrkového *str. 13*
- Obr. 6** Pestrokrovečník mravenčí *Thanasimus formicarius* *str. 15*
- Obr. 7** Porovnání aktivního a pasivního managementu *str. 25*
- Obr. 8** ANOVA – Rozdíly v těžbách v územích s aktivním a pasivním managementem v jednotlivých letech *str. 40*
- Obr. 9** Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2006 a předešlými těžbami *str. 42*
- Obr. 10** Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2005 a předešlými těžbami *str. 42*
- Obr. 11** Graf regresní analýzy znázorňující vztah mezi těžbou v roce 2004 a předešlými těžbami. *str. 43*
- Obr. 12** Pasivní management na zkoumaných plochách – stojící souše *str. 44*
- Obr. 13** Aktivní management na zkoumaných plochách – paseka *str. 44*
- Obr. 14** Semenáčky smrků rostoucí z kořenového valu *str. 44*
- Obr. 15** Semenáčky smrků rostoucí z kořenového valu *str. 44*
- Obr. 16** Krabicový graf výskytu semenáčků v jednotlivých typech managementu *str. 45*
- Obr.17** Krabicový graf znázorňující rozdíly mezi zmlazením různých druhů dřevin v jednotlivých managementech *str. 47*
- Obr 18** Krabicový graf znázorňující variabilitu druhů semenáčků na jednotlivých substrátech v různých managementech *str. 48*

## Tabulky

<b>Tab. 1</b> Přehled ploch porostní půdy	<i>str. 29</i>
<b>Tab. 2</b> Průměrný hektarový objem odumřelého ležícího dřeva podle zóny NP	<i>str. 29</i>
<b>Tab. 3</b> Popisné statistiky těžby v jednotlivých letech	<i>str. 38</i>
<b>Tab. 4</b> ANOVA – Rozdíly v těžbách v územích s aktivním a pasivním managementem	<i>str. 39</i>
<b>Tab. 5</b> ANCOVA - objemy kůrovcové těžby v oblastech aktivního a pasivního managementu	<i>str. 40</i>
<b>Tab. 6</b> Mnohonásobná regrese. Závislost objemu těžeb v letech 2006, 2005 a 2004 na objemu těžeb v předchozích letech.	<i>str. 41</i>
<b>Tab. 7</b> ANOVA- rozdílů v počtu semenáčku v různých typech managementu.	<i>str. 45</i>
<b>Tab. 8</b> Popisné statistiky (počty semenáčeků dle substrátu)	<i>str. 46</i>
<b>Tab. 9</b> ANOVA rozdílů v počtech zmlazení na různých typech substrátu	<i>str. 46</i>
<b>Tab. 10</b> ANOVA – počty zmlazení různých dřevin s různým managementem	<i>str. 46</i>
<b>Tab. 11</b> ANOVA – počty zmlazení různých dřevin v plochách s různým managementem	<i>str. 47</i>

## Mapy

<b>Mapa 1</b> Okres Klatovy, ve kterém leží LHC Prášily, a jeho chráněné oblasti.	<i>str. 30</i>
<b>Mapa 2</b> LC Plesná a vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat o zmlazení	<i>str. 31</i>
<b>Mapa 3</b> LC Ždánidla a vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat o zmlazení.	<i>str. 33</i>
<b>Mapa 4</b> Zdigitalizované záznamy o kůrovcové těžbě z jednotlivých let	<i>str. 34</i>
<b>Mapa 5</b> Lokality Plesná a Ždánidla a jejich typ managementu	<i>str. 36</i>
<b>Mapa 6</b> Vyznačené lokality, kde probíhal sběr dat na studii o zmlazení	<i>str. 37</i>