

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie

**Sukcese vegetačního krytu po velkoplošném rozpadu
horských smrčín v NP Šumava**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Sukcese vegetačního krytu po velkoplošném rozpadu horských smrčín v NP Šumava vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:

.....

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěla poděkovat vedoucímu mé diplomové práce panu Ing. Tomášovi Kouteckému, Ph.D., za jeho odborné připomínky, konzultace a cenné rady. Také bych chtěla poděkovat panu Ing. Danielu Volaříkovi, Ph. D. za konzultaci ohledně statistických analýz. V neposlední řadě chci také poděkovat celé své rodině za pomoc při sběru dat a mému příteli Josefovi za pomoc v laboratoři při zpracovávání půdních vzorků.

Abstrakt

Jméno posluchače:

Bc. Pavlína Pokorná

Název práce:

Sukcese vegetačního krytu po velkoplošném rozpadu horských smrčín v NP Šumava

Abstrakt:

Cílem diplomové práce je zhodnotit současný stav vegetace po velkoplošném rozpadu horských smrčín v Národním parku Šumava a zjistit, zda je bylinné patro horské šumavské smrčiny i po 20 letech od odumření hlavní úrovně porostu determinováno prostorovou strukturou před disturbancí. Celkem bylo hodnoceno 7 lokalit v okolí Březníku, na kterých bylo provedeno snímkování na ploškách 1 m², které se nacházely pod soušemi, někdejšími živými podúrovňovými stromy a v porostních mezerách. Celkem bylo provedeno 242 fytoocenologických snímků. Hodnocení bylo doplněno o orientační průzkum půdních poměrů, kde bylo odebráno 22 půdních vzorků.

Výsledky fytoocenologických snímků ukazují, že byla prokázána vazba bylinné vegetace na stanoviště v někdejších porostních mezerách a na stanoviště u stojících souší, které dříve tvořily hlavní úroveň porostu. Rozdíl po 20 letech od disturbance je málo výrazný, ale detekovatelný. Bylo zjištěno, že *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* se nachází spíše na ploškách u podúrovňových jedinců a souší, na rozdíl od druhu *Luzula sylvatica*, která se vyskytuje nejčastěji v porostních mezerách. Z výsledků také vyplývá, že struktura bylinného patra je podmíněna stanovištními poměry, zejména přítomností skeletu na lokalitě. Na plochách s vyšším zastoupením skeletu dominuje *Vaccinium myrtillus* a je zde větší pokryvnost zmlazení smrku ztepilého (*Picea abies*).

Klíčová slova: bylinné patro, disturbance, fytoocenologický snímek, porostní mezera, smrkový les

Abstract

Name of student:

Bc. Pavlína Pokorná

Title of work:

Succession of Field-layer Vegetation after Disturbance of Mountain Spruce Forests in the Šumava National Park

Abstract:

The aim of this thesis is to evaluate the present state of herb layer vegetation after disturbance of mountain Norway spruce forests in the Šumava National Park and whether the herb layer vegetation of the mountain Norway spruce forest is determined by a spatial structure of general level of the upper canopy before disturbance even after twenty years. Overall, seven areas around Březník were evaluated. Relevés of various one square meter areas which were situated under dead standing trees, under former subdominant trees, and in canopy gaps was conducted. Overall 242 phytocenological relevés were made. The evaluation was supplemented by a tentative research of soil conditions with 22 soil samples taken.

The results of phytocenological relevés indicate that there is a connection between herb layer vegetation and its habitat of former canopy gaps, and a habitat of dead standing tree, which had formed the general level of the upper canopy in the past. However, the difference 20 years after the disturbance is not very significant, but it is still noticeable. It was discovered that *Avenella flexuosa* and *Vaccinium myrtillus* are located in plots under dead standing tree and subdominant tree spruce compared to *Luzula sylvatica* which mostly appears in canopy gaps. The results also demonstrate, that the structure of herb-layer vegetation is conditional on habitat circumstances, particularly on the presence of rocks at the location. In areas where coverage of rock is higher *Vaccinium myrtillus* prevails and there is higher coverage of Norway spruce (*Picea abies*).

Keywords: herb-layer vegetation, disturbance, phytocenological releve, canopy gap, spruce forest

Použité zkratky

CHS – Cílový hospodářský soubor

CHOPAV – Chráněná oblast přirozené akumulace vod

LS – Lesní správa

LT – Lesní typ

LVS – Lesní vegetační stupeň

NP – Národní park

NPŠ – Národní park Šumava

SLT – Soubor lesních typů

SRN – Spolková republika Německo

STG – Skupina typů geobiocénů

ÚHÚL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem

Obsah

1. Úvod	11
2. Cíl práce	13
3. Literární přehled	14
3.1 Dynamika horských smrčín	14
3.1.1 Dřevinné patro	14
3.1.2 Obnova porostů.....	17
3.1.3 Bylinné patro	20
3.2 Historie hospodaření v lesích na území Národního parku Šumava.....	23
3.3 Kůrovcové kalamity	25
4. Materiál a metodika.....	27
4.1 Popis zájmového území	27
4.1.1 Lokalizace oblasti	27
4.1.2 Ochrana přírody	28
4.2 Přírodní poměry.....	28
4.2.1 Geomorfologie	28
4.2.2 Geologické poměry	28
4.2.3 Půdní poměry.....	28
4.2.4 Klimatické a hydrologické poměry.....	29
4.2.5 Vegetační poměry	29
4.2.6 Lesní vegetační stupně	30
4.2.7 Soubory lesních typů.....	30
4.2.8 Skupiny typů geobiocénů	31
4.2.9 Cílové hospodářské soubory.....	31
4.2.10 Typy ohrožení.....	32

4.2.11	Současný stav porostů	32
4.2.12	Specifika hospodaření	32
4.3	Charakteristika dílčích ploch.....	33
4.4	Terénní šetření.....	36
4.5	Analýza dat	38
4.6	Analýza půdních vzorků	39
5.	Výsledky	41
5.1	Fytocenologické snímky	41
5.1.1	Floristická skladba	41
5.1.2	Fidelita.....	42
5.1.3	Výsledky analýzy PCA	47
5.1.4	Porovnání dílčích ploch.....	52
5.2	Výsledky půdních analýz.....	54
6.	Diskuze	58
7.	Závěr	64
8.	Summary.....	66
9.	Zdroje.....	68
10.	Seznam příloh.....	78
10.1	Fotodokumentace	78

Seznam obrázků

Obr. 1: Lokalizace výzkumných ploch.....	27
Obr. 2: Znázornění fytoecnologického snímku u vzorníkového stromu.....	36
Obr. 3: Fytoecnologický snímek v porostní mezeře.....	36
Obr. 4: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání snímků u vzorníkových stromů (0–1 m, 1–2 m od paty kmene) a snímků v porostních mezerách.....	47
Obr. 5: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání porostních mezer a snímků 0–1 m od paty vzorníku.	49
Obr. 6: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání porostních mezer a snímků 1–2 m od paty vzorníku.....	49
Obr. 7: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání snímků u vzorníkových stromů (0-1 m od stromu) s porostními mezerami dle velikosti.....	50
Obr. 8: Ordinační diagram analýzy PCA - porovnání snímků u vybraných vzorníků (0–1m, 1–2 m od stromu) se snímky nacházejícími se pod korunami podkápek	51
Obr. 9: Pokryvnost vegetace na výzkumných plochách.....	52
Obr. 10: Zastoupení mrtvého dřeva a skeletu na výzkumných plochách.....	53
Obr. 11: Pokryvnost zmlazení smrku ztepilého a dominantních druhů bylinného patra.....	53
Obr. 12: Grafické znázornění půdní reakce organominerálního horizontu na snímcích u vzorníkových stromů a v porostních mezerách	55
Obr. 13: Procentický podíl humusových látek v organominerálním horizontu na snímcích u vzorníkových stromů a v porostních mezerách	56
Obr. 14: Mocnost humusového a organominerálního horizontu u stromů a v porostních mezerách.....	57

Seznam tabulek

Tab. 1: Druhové složení bylinného patra na výzkumných plochách.....	41
Tab. 2: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání snímků skeletnatých a neskeletnatých stanovišť.....	43
Tab. 3: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání porostních mezer a snímků 0–1 m od paty vzorníku	44
Tab. 4: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání porostních mezer a snímků 1–2 m od paty vzorníku.	45
Tab. 5: : Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání snímků u vybraných vzorníků (0–1m, 1–2 m od stromu) se snímky nacházejícími se pod korunami podkápek	46
Tab. 6: Půdní reakce aktivní a půdní reakce potenciální výměnná – hodnocení.....	54
Tab. 7: Stanovení ztráty žíháním – hodnocení.....	56
Tab. 8: Mocnost humusového a organominerálního horizontu na jednotlivých plochách.....	57

1. Úvod

Prostorová struktura horského smrkového lesa je výsledkem řady faktorů. Hlavním hybatelem změn jsou disturbance, které provází horské ekosystémy odnepaměti a působí různou silou, intenzitou a frekvencí (Havira, Čada, Svoboda 2016). Zásadní vliv na rozpad porostu má především stáří a prostorová struktura a také nevhodná hospodářská činnost člověka (Čada a kol. 2013).

V Národním parku Šumava je neustále diskutovaná kalamita lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), která vypukla v 90. letech 20. století a orkán Kirill, který v roce 2007 způsobil další disturbance a nárůst populace lýkožrouta (Turčani a kol. 2008). Jelikož se na Šumavě nevyskytla větší disturbance více než 100 let, porosty dospěly do fáze zvýšené citlivosti na poškození. Proto došlo k tak rozsáhlému rozpadu porostů (Čada a kol. 2013). Horské porosty, které odumřely v důsledku lýkožrouta a větrné kalamity, vznikaly před 133–263 lety při podobné rozsáhlé disturbance (Čada a kol. 2016).

Člověk svou činností přeměnil velkou část plochy šumavských lesů a pozměnil přirozenou dřevinnou skladbu (Anděra a kol. 2003). Přesto na těžko dostupných místech a na hřebenech Šumavy můžeme najít lesy, které svými vlastnostmi odpovídají původním lesům. Jedná se minimálně o jednu třetinu porostů, které se nachází v polohách nad 1150 m n. m., které nikdy nebyly systematicky obhospodařovány a nebyly nikdy ovlivněny rozsáhlejší těžbou nebo výsadbou stromů. V těchto porostech docházelo nanejvýš k těžbě jednotlivých stromů nebo k extenzivní pastvě hospodářských zvířat, ale nedocházelo zde k omezování samovolného vývoje porostu (Čada a kol. 2016).

Model přirozených horských smrkových lesů ve střední Evropě je obtížně definovatelný. Během procesu posuzování přirozenosti lesních porostů je nutné vzít v úvahu variabilitu disturbance a jejich vliv na dynamiku a následný charakter lesa. Současné lesní porosty Šumavy vznikaly převážně následkem kombinace přírodních disturbance, částečně těžbou asanovaných porostů koncem 19. století a přirozenou obnovou doplněnou umělou výsadbou na místech, kde zmlazení nebylo dostatečné (Svoboda 2007b). Po disturbancech dojde k uvolnění semenáčků z přirozené obnovy, kterých je na plochách obvykle dostatečný počet, a může zde pokračovat kontinuální

vývoj lesa. Vývoj lesa na asanovaných plochách je zcela jiný než v porostech ponechaných samovolnému vývoji (Jonášová, Prach 2004).

Výzkumné plochy pro tuto diplomovou práci byly umístěny do oblasti Březníku, který je nazýván „srdcem Šumavy“ (Anděra a kol. 2003). Jedná se o původní horské smrkové lesy, kde došlo v roce 1996 a v následujících letech k plošnému odumírání stromů a rozpadu porostů vlivem kůrovcové gradace. Jelikož se území nachází v bezzásahové zóně, kde probíhá vývoj přírodními procesy, lze zde pozorovat přirozenou sukcesi vegetačního krytu, jak z hlediska bylinné vegetace, tak i z pohledu zmlazení porostů a lze tak porovnat rozdíly v porostních mezerách a na stanovištích pod zapojeným porostem. Existuje závislost dominantních druhů bylinné synusie na poloze vůči průmětům korun dospělých jedinců smrku ztepilého (*Picea abies*) a na mezerách v zápoji (Vávrová 2009). V diplomové práci je zjišťováno, zda prostorová struktura stromového patra odumřelého v důsledku kůrovcové gradace ovlivňuje bylinné patro ještě i 20 let po disturbanci.

2. Cíl práce

Diplomová práce hodnotí současný stav vegetace po velkoplošném rozpadu horských smrčín v Národním parku Šumava, a to na výzkumných plochách, na kterých byla dříve studovaná věková struktura někdejší hlavní úrovně. Práce si klade za cíl zjistit, zda je bylinné patro horské šumavské smrčiny i po 20 letech od odumření hlavní úrovně porostu determinováno prostorovou strukturou před disturbancí.

Ověřované hypotézy:

1. Bylinné patro se v okolí souší a v někdejších porostních mezerách vyvíjí odlišně.
2. Strukturu bylinného patra podmiňují stanovištní poměry, zejména přítomnost skeletu.

3. Literární přehled

3.1 Dynamika horských smrčín

3.1.1 Dřevinné patro

Pro horské smrkové lesy jsou typické nepříznivé stanovištní podmínky (např. podmáčená nebo kamenitá stanoviště) a mělký půdní profil. Růst dřevin a rozklad organické hmoty je v chladném podnebí pomalý a množství živin v půdě malé (Míchal 1983). Na Šumavě se čisté smrčiny vyskytují přirozeně od 1250 m n. m. Níže převládaly bukové smrčiny, smrkové bučiny a bučiny s jedlí. Horské smrčiny jsou různověké, trvale řídké, prostorově rozrůzněné s častými porostními mezerami, ve kterých se mohou nacházet pionýrské dřeviny (Jonášová, Prach 2005). Navíc velká část těchto porostů byla výrazně ovlivněna hospodářskými zásahy (Míchal 1992). Pokryvnost stromového patra bývá jen kolem 50 %, bylinné patro je bohaté (Jonášová, Prach 2005). Ve střední a nižší části smrkového lesního vegetačního stupně se také objevuje přimíšení listnatých dřevin jako je jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*). Tyto dřeviny mají kratší životnost a dosahují menší výšky, také jsou více poškozovány zvěří.

Autochtonní smrkové porosty na suťových svazích jsou typické věkovou, strukturální i texturní diferenciací. Charakteristické jsou volné plošky s přirozenou obnovou. Dochází k postupnému vyplňování produkční plochy a ke kontinuálnímu vývoji porostu. Výhodou přirozené obnovy je především udržení autochtonních nebo osvědčených místních populací lesních dřevin a nenarušený růst a vývoj semenáčků a nárostů. Úspěšnost přirozené obnovy je závislá na klimatických a půdních podmínkách, se zhoršenými podmínkami v horských polohách generativních schopnost dřevin klesá a prodlužuje se perioda semenných let. Mortalita semenáčků je v lesích ovlivňována zejména mrazem, pohybem sněhu, poškození zvěří a konkurencí přizemní vegetace (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Disturbance, které byly do nedávné doby opomíjené, jsou hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů ve světě. Původně byl přirozený les reprezentován teorií klimaxu a popisován jako vysoce stabilní samoregulující se společenstvo. Disturbance byly chápány jako vzácné vnější události, které vychylují systém z rovnováhy a vyvolávají sukcesí směřující ke konečnému stabilnímu

společenstvu – klimaxu (Čada a kol. 2013). Dle Korpel'a (1991) je dynamika přírodního lesa mírného klimatu představována tvorbou klimaxů lesa závěrečného typu s převahou různě stinných dřevin. Míchal, Petříček a kol. (1999) uvádějí, že v přírodních horských lesích je smrk včleněn do složité dynamiky smíšených nestejnověkových porostů a je vázáný na krátkodobé stádium rozpadu. Holeksa a kol. (2007) se zamýšlejí nad tím, že pokud by se horský les vyvíjel podle malého vývojového cyklu (Korpel' 1991), muselo by docházet k maloplošnému mozaikovitému střídání ploch různého stádia a fáze malého vývojového cyklu. Dle Holeksy a kol. (2007) se v karpatských horských smrčínách (Pol'ana) nevyskytuje nepřetržité zmlazení a chybí zde odrostlejší obnova, navíc se zde nachází stejné rozdělení výčetních tloušťek zkoumaných porostů, což ukazuje na obnovu porostů velkoplošnými disturbancemi.

Malý vývojový cyklus, který v závislosti na nadmořské výšce a stanovištních podmínkách trvá 300–400 roků (Korpel' 1991), může fungovat dočasně a na omezené ploše. V současné době se ukazuje, že na základě věkové, druhové a prostorové struktury lesa jsou disturbance v lesních ekosystémech zcela přirozené a hrají důležitou roli v utváření porostů (Hofmeister, Svoboda 2007a; Čada, Svoboda, Janda 2013). Přírodní disturbance jsou také důležité pro udržení biologické diverzity organismů, které jsou na horské smrčiny vázány (Jonášová 2013).

V případě malého vývojového cyklu na menších plochách je mortalita živých stromů závislá na stavu a struktuře daného lesního porostu a na disturbancích. V porostech, které se nachází v rané fázi sukcese, je mortalita živých stromů způsobena především kompeticí mezi jednotlivými jedinci stromového patra. V porostech v pozdních fázích sukcese mají největší vliv na mortalitu stromů různé druhy disturbancí (Čada, Svoboda, Janda 2013). Smrk ztepilý je typickou dlouhověkovou dřevinou, která se může v určitých fázích vývoje chovat nejen jako klimaxová dřevina, ale i jako pionýrská. Jedná se o druh světlomilný, který je schopen přežívat dlouhou dobu v zástínu. Je rovněž schopen uvolněný prostor rychle osídlit (Kindlmann a kol. 2012). V případě velké disturbance dochází k regeneraci porostu a k exponenciálnímu růstu ihned po narušení způsobené vznikem volného prostoru a minimální kompetice. Na plochách, které jsou v počáteční fázi stádia rozpadu, se nachází poměrně vysoký počet odrůstajícího smrkového zmlazení, zatímco na plochách ve stádiu optima se odrostlejší zmlazení téměř nenachází (Svoboda 2005b). V závislosti na věku porostu vstupují do ekosystému různé dimenze tlejícího dřeva.

Mezi hlavní disturbanční faktory, které mohou ovlivňovat dynamiku lesních ekosystémů v Evropě, patří vítr a hmyz (lýkožrout smrkový). Události typu větrných bouří a vichřic se na našem území vyskytovaly poměrně často, ale jejich frekvence v průběhu století kolísá (Svoboda 2007a). Narušení, při kterém odumře minimálně 50 % stromů na ploše, se vyskytuje průměrně jednou za 174 let. S rostoucí silou narušení roste i interval mezi jednotlivými událostmi (Čada a kol. 2016). Dále existuje závislost mezi populační dynamikou lýkožrouta smrkového a výskytem větrných kalamit, protože dřevní hmota narušená větrem slouží jako zdroj potravy (Svoboda 2007a). Gradace lýkožrouta smrkového byly na Šumavě zaznamenávány průměrně dvakrát za století (Čada a kol. 2013).

Změny, které v porostu nastávají po odumření stromového patra vlivem lýkožrouta smrkového, jsou v porovnání s jinými disturbancemi poměrně pozvolné, jelikož je prosvětlování porostu postupné a uschlé stromy poskytují po určitou dobu stín (Jonášová 2013). V případě odumírání porostů v důsledku kůrovcové kalamity zůstávají na plochách stojící souše, které jsou postupně osídlovány dřevokaznými houbami, a ty způsobují lámání souší a vznik ležících tlejících kmenů (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Smrk byl v přírodním lese vývojově nejlabilnější dřevinou, ale také v případě rozpadu potenciálně nejdynamičtější složkou. Pokud se smrk nachází ve stejnověkových monokulturách na nepůvodních stanovištích, dochází ke snížení ekologické stability porostu a je zde velké riziko plošného rozpadu. Naopak horské smrkové lesy jsou ekologicky stabilní společenstva se značnou délkou trvání jednotlivých stádií přirozené obnovy. Problémem jsou nevhodné smrkové kultury ze semen cizích proveniencí, které byly vysázeny na stanovištích původních smrčín, což vede k labilitě a rozpadu porostů vlivem různých faktorů (Míchal, Petříček a kol. 1999). Tyto velké disturbance mohou vést opět k obnově vnitřní heterogenity ekosystému ztracené během předešlých let v důsledku intenzivního hospodářského využití (Hofmeister, Svoboda 2007a).

Je zde zásadní rozdíl v sukcesi vegetace v lesním ekosystému po rozpadu stromového patra v rámci jednotlivých lesních vegetačních stupňů. Po odumření stromového patra v 7. lesním vegetačním stupni (LVS) dochází zpravidla k mohutnému rozvoji keřového patra, a to vede k rychlému zastínění půdního povrchu a k poklesu pokryvnosti nebo vymizení druhů bylinného patra. Vznikající stromové patro má více homogenní věkovou strukturu. V 8. LVS bývá zmlazení dřevin pozvolné a nedochází

tak k výraznému zastínění půdního povrchu. Vzniká věkově strukturovaný porost (Matějka 2013). Také téměř odpadá vylučování stromů vzájemným útlakem, který postihuje především zastíněné slabší jedince. Porostní zápoj je rozvolněný až do té míry, že jde často o soubor solitérních stromů (Míchal, Petříček a kol. 1999).

Na hřebenech hor dochází k častějšímu odumírání smrků, protože porosty v těchto polohách nejsou nikterak chráněny na rozdíl od porostů na strmých svazích nebo dále od hřebene. Hlavním faktorem ovlivňujícím disturbanci je věk porostu. Dynamika v horských lesích je tedy ovlivňována strukturou porostu a případně zvýšenou frekvencí výskytu vichřic nebo aktivity lýkožrouta smrkového v důsledku klimatických změn (Čada a kol. 2016).

3.1.2 Obnova porostů

Přirozená obnova je důležitou podmínkou existence horských lesů a lesů v národních parcích (Tesař, Tesařová 1996). Hustota zmlazení smrku ztepilého je v horských lesích obvykle nízká (Červenka, Bače, Svoboda 2014) a důležitou roli zde hrají mikrostanovištní podmínky (Vávrová 2009). Pro další vývoj porostu po disturbanci je rozhodující početnost a rozmístění stromů před narušením a intenzita a frekvence dopadu nových semen (Ramming a kol. 2006). Úspěšnost přirozené obnovy je závislá na dostatečném počtu plodících stromů, častém výskytu semenných let, vhodné půdě pro klíčení a odrůstání semenáčků (Korpel' 1991). Bohatý semenný rok často souvisí s kůrovcovou gradací, protože smrk pro vytvoření semen potřebuje podobné podmínky jako lýkožrout pro své namnožení. Po disturbanci způsobené lýkožroutem dochází k usychání stromového patra a k vytváření vhodných podmínek pro přežití a růst smrkových semenáčků a tím i pro obnovu celého porostu (Jonášová 2013), protože semenáčky smrku ztepilého potřebují v horských polohách pro úspěšný růst a přežívání přímý dopad slunečního záření, difúzní světlo je zde nedostatečné (Brang 1998).

Další významnou zmlazující se dřevinou je jeřáb ptačí (*Sorbus acuparia*), který tak není vázán na určitá mikrostanoviště jako smrk, ale velice trpí okusem zvěří, proto lépe odrůstá na plochách s popadanými odumřelými kmeny, které slouží jako ochranná bariéra. Na holínách se jeřáb nešíří (Jonášová 2001). Oproti smrku výskyt jeřábu souvisí s roznášením semen prostřednictvím ptáků z čeledi drozdovitých (Zywiec, Ledwon 2008) a jeho odrůstání je limitováno okusem zvěře (Bače, Janda, Svoboda

2009). V prostředí odumřelého lesa se kromě hojně se zmlazujícího smrku a méně početného jeřábu zmlazuje také buk, který na pasekách zcela chybí (Hofmeister, Svoboda 2007a).

Prostorová struktura zmlazení je závislá na typu a charakteru plochy, a také na výskytu mrtvého dřeva, což souvisí s nadmořskou výškou a vodním režimem (Svoboda 2005a). Přítomnost odumřelého stromového patra má pozitivní vliv na zmlazování druhů horských smrčín (smrku, jeřábu a buku) na rozdíl od pasek, kde převažují pionýrské druhy dřevin (bříza, vrba, osika). Na přežívání semenáčků mají vliv zejména světelné poměry, vnitrodruhová kompetice a konkurence nízkých rostlin. Největší úmrtnost smrku je do 4–5 let. Rozkládající se dřevo vytváří vhodné mikrostanoviště pro přirozenou obnovu porostů (Jonášová, Prach 2004; Čížková a kol. 2011). Až 80 % semenáčků se nachází na rozkládajícím se dřevě (Svoboda a kol. 2010). Je zde patrný hloučkovitý výskyt semenáčků v oblasti pařezů, nebo liniový výskyt na rozložených padlých kládách (Svoboda 2005a). Čerstvě padlý kmen bez známek stádií rozkladu nemá dostatečný počet štěrbin na přichycení semen. Proto rozklad a částečná kolonizace mechorostů umožňuje zachycení semene a jeho klíčení (Harmon 1989). Nejlepší podmínky pro vzcházení a přežití semenáčků na mrtvém dřevě jsou ještě předtím, než je celý kmen pokryt mechorosty. Kolonizace mechorostů zabezpečuje uchování semen, ale silná mechová vrstva neumožňuje prorůstání semenáčků (Harmon, Franklin 1989). Mrtvé dřevo není v lesním ekosystému jen vhodným mikrostanovištěm pro přirozenou obnovu lesa, ale je to také rezervoár živin a důležitý substrát pro přežívání mnoha druhů organismů (Hofmeister, Svoboda 2007a).

Dle Vacka (1982) mají vliv na úspěšnost klíčení a růst semenáčků organismy, které rozkládají dřevo, jelikož určují chemické složení a strukturu dřeva. Dále uvádí, že dřevo, které je napadeno hnědou hnilobou, je mnohem vhodnější pro klíčení semen než dřevo ovlivněné bílou hnilobou, protože hnědá hniloba umožňuje zadržovat větší obsah vlhkosti ve dřevě.

Dřevní hmota způsobuje lokální změnu podmínek stanoviště, jako je vlhkost, délka vegetační doby, která souvisí s rychlostí odtávání sněhu, nižší konkurence bylinné vegetace a lepší vývoj kořenů semenáčků (Uhliarová a kol. 1999). Klády se v horských smrčínách rozkládají i přes 100 let, po celou dobu vytváří vhodný substrát pro klíčení a vývoj obnovy (Holeksa a kol. 2008). Nejhůře se semenáčky zmlazují v kapradinách

(*Athyrium distentifolium*, *Athyrium filix-femina*) a v travinách (*Calamagrostis villosa*) (Vacek 1981). Na druhou stranu může v letním období docházet ke zvyšování teploty a k vysychání kmenů a k mortalitě zmlazení (Matějka 2011). Pokud probíhá těžba odumřelých porostů vlivem disturbance, dochází k poškození a k redukci počtu zmlazení v důsledku přibližování dřeva, půdní povrch je také narušen (Nováková, Jonášová 2015; Podrázský a kol. 1999), což přispívá k rozvoji pionýrských druhů rostlin (Šantrůčková, Vrba 2010).

Původní druhy horských smrkových lesů se obnovují přímo pod korunami mrtvých stromů (Jonášová, Prach 2004). Výhodou paty stromů je vyvýšenost stanoviště, navíc zde dochází k dřívějšímu odtávání sněhu, a to zvyšuje délku vegetační doby, která je v těchto podmínkách limitující (Vacek 1982). Názory na smrkový opad pro přirozenou obnovu se různí. Někteří považují kyselý opad za vhodný substrát pro klíčení semenáčků (Šerá a kol. 2000), jiní na tomto substrátu uvádějí rychlejší snižování počtu semenáčků (Jonášová, Prach 2004). Dle Branga (1998) má smrkový opad na povrchu půdy negativní vliv na přežívání semenáčků, protože zde dochází k vysychání a silná vrstva může znesnadnit prorůstání kořenového systému. Na druhou stranu Reif a Przybila (1998) uvádějí, že smrkový opad pod odumřelými stromy je obzvláště důležitý pro regeneraci smrku, protože se skládá také z malých částí kůry a větví, které tvoří mulč. Navíc stín produkovaný mrtvými stromy snižuje vysychání půdy v porovnání s holinami.

Četnost přirozené obnovy je nejvyšší pod živými porosty a má sestupnou tendenci přes porosty suché, nejnižší je na holinách. Rovněž mortalita přirozené obnovy je pod živými porosty nejvyšší, protože zde dochází k silné konkurenci (Zatloukal a kol. 2001). Nejpriznivější podmínky pro přirozenou obnovu se nachází na kyselých a kamenitých stanovištích, kde je nižší konkurence bylinné vegetace. Nejhůře se porosty obnovují na stanovištích živné řady z důvodu silného zabuření (Plíva a kol. 1983). Semenáčky smrku z přirozené obnovy na ploše bez živých stromů nemají kompetici kořenů dospělých stromů a nejsou zastíněny. Je zde nižší diverzita mykorhiz, což ale nezpůsobuje výrazné ovlivnění vitality semenáčků. Na plochách je značné množství živin, které se uvolňují rychlejší dekompozicí. Semenáčky, které rostou v nadložním humusu mezi dospělými stromy, mají sice bohatší diverzitu mykorhiz, ale jsou zastíněny porostem (Lepšová 2001).

Smrk je plastickou dřevinou. S každou další generací, která vzniká z náletu, je porost adaptovanější a odolnější. V horských podmínkách dochází k velké selekci již v časných fázích vývoje semenáčků, kdy přežívají jen ty nejsilnější a adaptovanější jedinci (Jonášová 2001). Tam, kde je přirozená obnova nedostatečná a kde nejsou pravidelné semenné roky, dochází k doplňování obnovy podsadbou (Gubka 2006). Dle Vacka a Podrázského (2003) se počítá s využitím podsadeb zejména v 6. až 8. lesním vegetačním stupni, v porostech silně poškozených kůrovcem, v mrazových polohách a v labilních porostech.

3.1.3 Bylinné patro

Struktura vegetace pod zápojem a v porostních mezerách je rozdílná (Holeksa 2003). Podle Vávrové a kol. (2009) existuje gradient měnícího se složení bylinné vegetace postupující od mikrostanovišť pod korunami velkých stromů směrem k otevřeným plochám v porostních mezerách, protože důležité ekologické procesy v lesních ekosystémech jsou propojeny s dynamikou porostních mezer v zápoji v závislosti na čase i prostoru (Vávrová a kol. 2009). Bylinná vegetace není v porostní mezeře homogenní, liší se v centrální a okrajové části, rozdílná jsou také místa se stojícími mrtvými stromy (Wayne, Bazzaz 1993). V porostních mezerách je dvakrát větší zastoupení *Athyrium distentifolium*, také dominuje *Calamagrostis villosa* a *Rubus idaeus*. Zatímco *Dryopteris dilatata*, *Vaccinium myrtillus* a *Polytrichum formosum* jsou druhy, které se nachází především v porostu. Je zde velký rozdíl mezi strukturou bylinné vegetace v porostech, které jsou bez porostních mezer a strukturou vegetace v mezerách větších než 50 m². V případě plochy o velikosti menší než 50 m² není rozdíl tak výrazný. Otevření korunového zápoje způsobí změnu světelných, teplotních a vlhkostních podmínek. Rozdíl světelných poměrů má vliv na změnu bylinné vegetace a kvalitu půdy (Holeksa 2003). Vyšší teplota urychluje rozklad organické hmoty a zvyšuje množství minerálních látek, které jsou k dispozici pro rostliny (Parson a kol. 1994). Porostní mezery přispívají k prostorové variabilitě vegetace a podrostu (Pancer-Koteja a kol. 1998).

Složení bylinné synusie lesů ovlivňuje zejména změna druhové skladby stromového patra, nadmořská výška, hladina půdní vody a trofnost stanoviště. Jelikož dominantní dřevinou v lesích Šumavy je smrk, který byl pěstován i v nižších nadmořských výškách ve stejnověkových monokulturách, došlo ke změně struktury

rostlinných společenstev a výraznému snížení diverzity bylinného patra (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Nejstabilnější jsou společenstva v 8. lesním LVS a 7. LVS, kde je smrk přirozeně dominantní dřevinou. Obnovující se dřeviny v nižších a teplejších polohách se rozrůstají rychleji a brzy konkurují druhům bylinného patra. Také je zde rozpad stromového patra doprovázen rychlejším rozrůstáním bylin na pasekách (Kindlmann a kol. 2012).

Po disturbanci nastávají ve všech společenstvech změny (Nováková, Jonášová 2015), avšak zásadní změny ve struktuře horských smrčín vlivem disturbance vyvolávají překvapivě poměrně malé změny ve složení bylinného patra. Největší změna ve složení vegetace nastane na plochách smrčín s plným zápojem s totální kůrovcovou disturbancí stromového patra (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Dochází k mírnému zvýšení počtu pionýrských a světlomilných druhů rostlin (*Epilobium angustifolium*), ale jejich pokryvnost zůstává nízká (Nováková, Jonášová 2015), protože rostlinná společenstva jsou i přes disturbance velmi stabilní (Kindlmann a kol. 2012). Jedná se o přechod mezi skupinou lesních druhů jako např.: *Soldanella montana* a *Luzula sylvatica* a skupinou druhů pasek, kam patří *Deschampsia cespitosa*, *Rubus* sp. a *Juncus conglomeratus* (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Podle Pyška (1992) a Soukupové a kol. (1995) je stanoviště pod nepoškozenými korunami smrků příznivější pro růst druhu *Avenella flexuosa*, který lépe snáší zastínění a nižší dostupnost živin na rozdíl od *Calamagrostis villosa*. V místech, kde došlo k defoliaci porostů, je metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) postupně nahrazována třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*). Ústup obou dominantních druhů trav a šíření druhu *Vaccinium myrtillus* byl pozorován v porostech s vysokým počátečním procentickým podílem mrtvých dospělých jedinců smrku ztepilého (Vávrová a kol. 2009). Maubon a kol. (1995) uvádí, že velikost porostní mezery a současně výskyt nebo absence *Vaccinium myrtillus* může udávat, jaká vegetace obsadí tuto plochu po odumření stromů. Malé mezery mezi stromy bývají ve větší míře kolonizovány druhem *Vaccinium myrtillus*, zatímco větší plochy jsou obsazovány jinou bylinnou vegetací a travinami.

Van Roon (1993) popisuje sukcesi vegetace na holinách. V případě vlhkých stanovišť dochází nejprve k postupnému vymizení *Vaccinium myrtillus* a po 4–6 letech nastává expanze druhu *Calamagrostis villosa*. Následuje ústup druhu *Calamagrostis*.

villosa a jeho postupné nahrazování druhem *Avenella flexuosa*. V poslední fázi dochází k ústupu druhu *Avenella flexuosa*, což je zřejmě způsobeno snižující se mocností organického půdního horizontu. Na suchých stanovištích dochází po ústupu *Vaccinium myrtillus* ihned ke kolonizaci druhu *Avenella flexuosa* (Vávrová 2009). Podle Van Roona (1993) je *Calamagrostis villosa* potlačena z důvodu nedostatečné vlhkosti a také v důsledku vyšší teploty dochází k rychlejší dekompozici organického materiálu. Po ústupu druhu *Avenella flexuosa* nastává druhá vlna expanze druhu *Vaccinium myrtillus*. Tyto změny lze považovat jako počátek regenerace podrostu (Chumanová-Vávrová a kol. 2015).

Vávrová a kol (2015) rovněž poukazuje, že po disturbanci porostu dominuje na otevřených plochách se smrkovým opadem *Vaccinium myrtillus*, se zvětšující se defoliací se postupně šíří dominantní druhy trav (*Avenella flexuosa* a *Calamagrostis villosa*) a dochází k vzájemné kompetici, která může být ovlivněna mykorhizou (Vosatka a kol. 1991). Obě traviny tvoří symbiózu s arbuskulárními mykorhizními houbami. Symbióza s těmito houbami přispívá k snazšímu získávání živin a k intenzivnějšímu růstu (Vávrová 2009).

Těžba napadených a odumřelých stromů způsobuje výrazné změny ve složení bylinné vegetace (Nováková, Jonášová 2015). V případě holosečí se *Rubus idaeus* stává jedním z nejdominantnějších druhů. Pokud nedochází k těžbě narušených porostů, *Rubus idaeus* nikdy v odumřelých porostech nepřevládne. (Fischer a kol. 2002). Dalším problémem je *Calamagrostis arundinacea*, ve které je obnova dřevin velmi obtížná. Původní lesní druhy, kam patří např.: *Vaccinium myrtillus*, *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata*, *Soldanella montana* a další, v netěžených porostech s odumřelou hlavní úrovní téměř nezměnily svoji pokryvnost na rozdíl od holin, kde často zcela vymizely. Nejcitlivěji reagují na tvorbu holin mechorosty, především játrovky (Jonášová 2013).

Na podmáčených smrčínách dominuje také *Eriophorum vaginatum*, *Molinia caerulea*, *Carex echinata*, *Carex nigra* a *Carex rostrata*. *Vaccinium myrtillus* je v případě holosečí nahrazován druhem *Luzula sylvatica*. Kapradiny, jako *Athyrium distentifolium* a *Dryopteris dilatata* a byliny *Trientalis europaea* a *Homogyne alpina* se často objevují v nízké početnosti v odumřelých lesích, ale zřídka na holinách. Mezi

dominantní druhy holin patří *Avenella flexuosa* a *Calamagrostis villosa* (Nováková, Jonášová 2015).

3.2 Historie hospodaření v lesích na území Národního parku Šumava

Ke kolonizaci Šumavy docházelo velmi pozvolna, ještě ve 14. století byla zcela liduprázdná, jelikož hluboké pralesní hvozdy byly přísně chráněny panovníkem a nesměly být káceny. Sloužili jako přirozená strategická překážka. V 15. století se rozšířilo osídlení k úpatí vzdouvajících se horských hřbetů. V rámci tzv. „sklářské kolonizace“, která probíhala od 14. do 18. století, docházelo pustošení místních lesů toulavou těžbou, při které byla Šumava ochuzena o druhovou pestrost. Byla zde těžena jedle a byl snížen meliorační vliv listnáčů, zejména buku, klenu a jeřábu. Koncem 18. a 19. století byly pralesy rozčleňovány na menší celky, které byly pravidelně mýceny, a docházelo zde k nahrazování druhově pestrých směsí smrkem (Jelínek 2005).

Sklářské hutě přispívaly ke stále rozsáhlejšímu odlesňování, protože při výrobě skla byla značná spotřeba palivového dříví. Byly zdecimovány především bukové porosty, protože bukový popel se používal na výrobu potaše (uhlíčitan draselný), která je nezbytná pro výrobu skla. Dalším problémem byla lesní pastva dobytka, která potlačovala zmlazení jedle a buku (Šantrůčková, Vrba 2010).

Adam František Schwarzenberg vyhlásil zásady ochrany lesů podle schwarzenberského lesního řádu z roku 1715. Zakázal zde chov koz a vyhánění dobytka do hlubších lesních partií, vydal příkaz k oplocování zmlazení na ochranu před zvěří a dobytkem, dobu těžebních prací stanovil na říjen až duben a nařídil šetřit dřívím v souvislosti s dodržováním porostní čistoty. V roce 1719 vyslal třeboňského lesmistra, aby zjistil skutečný stav lesů na Šumavě. Výsledky nebyly příliš pozitivní. Kontrola odhalila, že existuje jen velmi málo zachovalých lesních partií, poddaní kácejí stromy kdekoliv a nechávají v lesích velké zbytky nevyužitého dřeva. Dobytek se v lesích toulal bez dozoru a spásal zmlazení, porosty se stávaly prořídle. (Jelínek 2005).

V roce 1754 Tereziánský lesní řád zavedl povinnost obnovy lesa. Do té doby byly odlesněné plochy využívány pro zemědělskou činnost nebo ponechány samovolnému zalesnění. V průběhu 19. století byly plochy výhradně zalesňovány

smrkem. Nahrazení horských smíšených lesů hospodářskými smrkovými lesy způsobilo jejich nižší odolnost a narušení vichřicemi a kůrovcem (Šantrůčková, Vrba 2010).

Transport dřeva výrazně urychlil Schwarzenberský kanál, jehož výstavba byla zahájena v roce 1789 (Jelínek 2005). Kanál o celkové délce 57,8 km umožnil jednodušší dopravu dřeva do rakouských zemí. V letech 1799–1800 byl postaven Vchynicko-tetovský plavební kanál dlouhý 13,5 km, který zabezpečoval dopravu u oblasti Vydry a Křemelné do horního toku řeky Otavy (Anděra a kol. 2003). Průměrně bylo ročně plaveno 130 000 prostorových metrů rovnaného dříví (Jelínek 2005).

V 18. a 19. století byla Šumava nejvíce osídlená a odlesnění dosáhlo největší rozlohy, dosahovalo až 60 %. Nejprudší kolonizační expanze probíhala mezi roky 1750–1800, kdy vznikala všechna současná horská sídla Šumavy. Vznikaly také osady na dosud neosídlených rozlehlých pustinách, jako je Březník a Roklanská hájenka (Hubený a kol. 2013). Nejstarší budova na Březníku byla postavena v roce 1804 a sloužila jako dřevěná lesovna, myslivna byla postavena v roce 1856, v poválečném období zde byla umístěna pohraniční stráž (Čížek 2009).

V Roklanské hájence dříve přespávali dřevaři, kteří kromě práce v lese pomáhali i při plavení dříví, kde plavbu dřeva posilovala voda zadržaná ve zbudované hektarové vodní nádrži (Kintzl, Fischer 2015). Nekolonizován byl pouze hraniční hřbet (Hubený a kol. 2013).

Koncem 18. století již docházelo ke sběru lesních semen. Jednalo se zejména o sběr šišek z pokácených stromů. Problém činil původ dodávek z nížinných revírů do vyšších poloh a naopak. Schwarzenberští revírníci si osivem vzájemně vypomáhali bez ohledu na genetickou rozdílnost pěstebních oblastí. Docházelo k promíchávání semen, později semenářské firmy deklarovali jakoukoliv požadovanou provenienci. Navíc dlouhodobá intenzivní těžba způsobila úbytek autochtonních genotypů a došlo ke ztrátě věkové a druhové rozrůzněnosti (Jelínek 2005).

Na počátku 20. století doznívala kulminační vlna kolonizace, následně docházelo k postupnému vyliďňování území. Nejvýznamnější odliv obyvatelstva nastal v období 2. světové války, kdy odcházelo české obyvatelstvo a po válce došlo k odsunu Němců. Zbytek osídlení byl zdecimován hraničním pásmem a vznikem vojenského výcvikového prostoru, což způsobilo zánik mnoha vesnic a vystěhování většiny zbývajících obyvatelstva (Hubený a kol. 2013). Poslední etapa vývoje nastala po roce

1989, kdy bylo zrušeno hraniční pásmo a vojenský výcvikový prostor. V roce 1991 došlo k vyhlášení Národního parku Šumava (NP Šumava 2016).

3.3 Kůrovcové kalamity

Šumavu provází kalamity již řadu století, ať už se jedná o větrné kalamity, nebo kůrovce. Například v roce 1834 a 1836 po větrné bouři, kdy nebyly odstraněny vývraty, došlo k přemnožení lýkožrouta smrkového. Proto byl lesní personál v dalších letech upozorňován na nezbytnost asanace polomů v horských smrčínách (Jelínek 2005).

Další ničivá vichřice přišla v roce 1868 (Anděra a kol. 2003). Vichřice způsobila největší škody tam, kde před necelými sto lety proběhla rozsáhlá těžba porostů, a kde byly přirozené lesy nahrazeny hmotově většími a tvarově lepšími monokulturami smrku. Porosty byly bez zpevňujících dřevin velmi labilní. Roku 1870, kdy ještě nebyla zpracována polomová hmota z předchozích let, postihl Šumavu opět uragán, který ničil zejména mýtně zralé kmenoviny a přestárlé porosty. Kůrovcová kalamita nastoupila v roce 1872 a vrcholu dosáhla v roce 1878. Od roku 1868–1878 se v oblasti v důsledku kůrovcové kalamity vytěžil 1 mil. 74 tis. m³ dřeva (Jelínek 2005). Při této kalamitě bylo zničeno 9 000 ha smrkových porostů a následně vytěženo více než 3,5 mil. m³ dřevní hmoty (Pfeffer a kol. 1952).

Počátkem 20. století bylo napadení kůrovcem nízké, další větší kůrovcová kalamita postihla horské části Šumavy po 2. světové válce (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Kůrovcová kalamita doznívala do roku 1955, poté následovalo rovněž období s relativně nízkým objemem smrkového dřeva napadaného lýkožroutem smrkovým (Skuhřavý 2002). V roce 1970 byl na německé straně vyhlášen národní park Bavorský les. V první zóně zde bylo pozastaveno veškeré hospodaření a ochrana proti lýkožroutu smrkovému (Pruša 2001).

V roce 1983 došlo k rozsáhlým větrným polomům jak na české, tak bavorské straně Šumavy, ke kterým se přidaly polomy z roku 1984. Na bavorské straně zůstala kalamita zhruba na jedné polovině nezpracovaná a stala se tak zdrojem pro namnožení lýkožrouta smrkového. Tyto polomy ležely v bezprostřední blízkosti naší hranice a navazovaly na území lesní správy Modrava v oblasti Mokřůvky. V roce 1989 zde byly provedeny tvrdé obranné zásahy, až do roku 1990, kdy došlo k radikální změně přístupu ke kůrovci. Byla vyhlášena Státní přírodní rezervace Modravské slatě, což znamenalo

zastavení veškerých těžeb. Po vyhlášení Národního parku Šumava (NPŠ) v roce 1991 došlo k propojení jednotlivých prvních zón a k vytvoření velkoplošné první zóny, která měla 15 000 ha. Její součástí byly také porosty LS Modrava, a to konkrétně Mokrůvka a Roklan. V tomto období nastal prudký nárůst populační hustoty lýkožrouta smrkového a docházelo k rozpadu porostů (Vinš 1999).

První vyšší výskyt kůrovcových souší byl v oblasti Modravy zaznamenán v roce 1993, další vzestup byl zaznamenán v roce 1996 a 1997 (Kindlmann a kol. 2012). Po výměně vedení Správy NPŠ v roce 1995 byla rozloha první zóny snížena na 9 000 ha. V této době byla již většina smrkových porostů v tomto území odumřelá. V oblasti Mokrůvky v roce 1996 dosahovaly odumřelé porosty 90 %, celková rozloha odumřelého lesa byla 1 514 ha, v roce 1998 přes 2 000 ha. Na ostatních územích sousedících s bezzásahovým územím byly po roce 1995 zahájeny intenzivní obranné zásahy. (Vinš 1999). Kulminace nárůstu mrtvých stromů nastala v letech 1997–1999. Do roku 2003 následoval plynulý pokles objemu napadených stromů (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Ve dnech 18. a 19. ledna 2007 zasáhl Šumavu orkán Kirill. Celkové množství polomů dosahovalo 800 000 m³, z toho 60 000 m³ bylo v prvních zónách národního parku. Na ploše NP Šumava bylo ponecháno zhruba 116 000 m³ polomového dřeva k samovolnému vývoji (Vacek, Krejčí a kol. 2008). V dalších letech došlo k obrovskému nárůstu kůrovcem napadených stromů. V roce 2008 bylo na území NP Šumava zpracováno 119 603 m³ dřeva, v roce 2009 objem činil 299 000 m³, nárůst pokračoval také v roce 2010, kdy bylo zpracováno 347 000 m³. Po roce 2011 docházelo k postupné kulminaci (NP Šumava 2016).

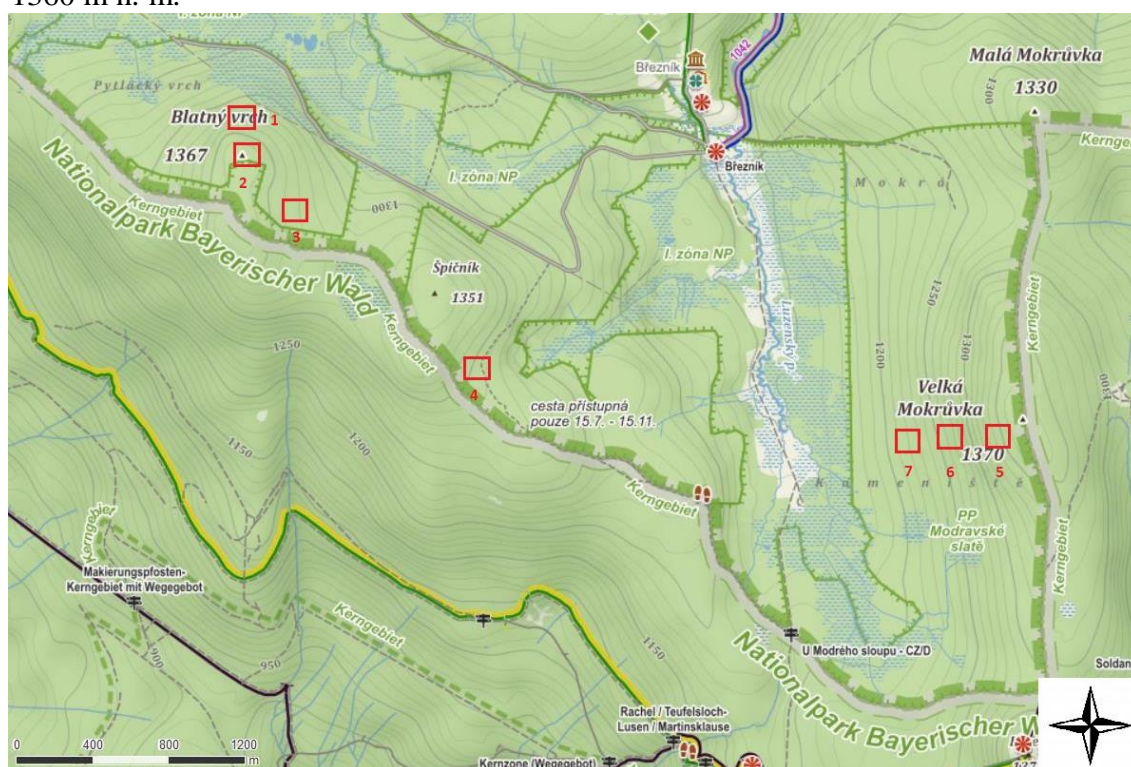
V roce 2015 se na objemu nahodilých těžeb projevil orkán Niklas. Těžby dosáhly výše 72 842 m³, těžba kůrovcového dříví byla ve výši 21 072 m³. Kalamitní výskyt lýkožrouta smrkového se vyskytuje stále na územních pracovištích Modrava, Srní a Prášily (Ministerstvo zemědělství 2016).

4. Materiál a metodika

4.1 Popis zájmového území

4.1.1 Lokalizace oblasti

Zájmové území leží na hlavním hřebenu Šumavy mezi Velkou Mokrůvkou a Blatným vrchem v oblasti Březníku v Národním parku Šumava. Oblast se nachází v jihozápadní části České republiky, podél hranice se Spolkovou Republikou Německo a s Rakouskou republikou (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Šumava se rozkládá na území Plzeňského a Jihočeského kraje. Studované území spadá do kraje Plzeňského, okresu Klatovy, obec Modrava, katastrální území Filipova Huť. Jedná se o přírodní lesní oblast 13 – Šumava. Výzkum zde probíhal celkem na 7 výzkumných plochách (obr. 1) založených při výzkumu věkové struktury odumřelé hlavní úrovně horských smrčín (Koutecký a kol. 2015). První tři plochy byly umístěny v oblasti Plattenhausenu, jedna se nacházela pod vrcholem Špičnicku a další tři na západním svahu Velké Mokrůvky. Rozpětí nadmořských výšek na lokalitách bylo od 1220 m n. m. do 1360 m n. m.



Obr. 1: Lokalizace výzkumných ploch (Mapový portál - Mapy.cz 2017).

4.1.2 Ochrana přírody

Studovaná oblast se nachází v Národním parku Šumava, který má rozlohu 68 342 ha byl vyhlášen v roce 1991 (NP Šumava 2016). Plochy leží v 1. a 2. zóně ochrany přírody (ÚHÚL 2016). Z hlediska územní ochrany se na výzkumných plochách nachází také přírodní památka Modravské slatě, dále evropsky významná lokalita – Šumava, ptačí oblast – Šumava a nadregionální biocentrum Modravské slatě – Roklan. Území je rovněž součástí biosférické rezervace Šumava a většina ploch patří pod Ramsarskou úmluvu na ochranu mokřadů (AOPK ČR 2013).

4.2 Přírodní poměry

4.2.1 Geomorfologie

Šumava je charakteristická zarovnanými horskými pláněmi s horskými hřbety, které vybíhají severozápadním a jižním směrem (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Jedná se o Šumavskou soustavu, podsoustava Šumavská hornatina, celek Šumava, podcelek Šumavské pláně. Nejvyšším bodem oblasti je Velká Mokrůvka (1370 m n. m.) (Demek 1987).

4.2.2 Geologické poměry

Z pohledu geologie je Šumava součástí Českého masivu, který patří do prvohorního variského pohoří (Česká geologická služba 2014). Z geologického hlediska je podloží tvořeno metamorfovanými krystalickými horninami moldanubika, kterými pronikají tělesa žuly a granodioritů moldanubického plutonu (Kunský 1968). Jsou zde často vložky kvarcitů a erlanů, a také kvarterní uloženiny polygenetického charakteru, kam patří svahové uloženiny, rašeliny a vzácně sedimenty ledovcového původu (NP Šumava 2016). Na výzkumných plochách převažuje migmatit, také je zde zastoupen granit (Česká geologická služba 2014).

4.2.3 Půdní poměry

Složení půd se mění s rostoucí nadmořskou výškou, v nižších polohách je zastoupena kambizem, s rostoucí nadmořskou výškou převládají podzoly, na příkrých svazích a sutích se nachází litozemě (Šumava 2001). Nejčastějším půdním typem v okolí Březníku a na zkoumaných plochách je kryptopodzol a podzol, na podmáčených místech se nachází glej a místy také organozem (Geoportal – Národní park Šumava

2016). Na vybraných výzkumných plochách se nachází kryptopodzol a podzol, půdy, které obsahují vysvětlený E horizont. Horizont B obsahuje akumulovanou organickou hmotu. Tyto půdy jsou kyselé v celém profilu (Šimek 2003).

Humusová forma je zde mor nebo morový moder (Vacek, Krejčí a kol. 2008), který je přechodnou subformou k moru. Mor s mocností 4–10 cm vzniká v chladném klimatu, kde jsou nepříznivé podmínky pro rozklad. Častý je pod jehličnatými porosty s kyselým opadem jehličí a pod kyselým opadem přízemní vegetace (borůvka, brusinka). Tvorba moru je podporována chudým půdním podložím v silně kyselém prostředí. Na plochách bez korunového zápoje, kde je půdní povrch pokryt téměř souvislým drnem, se nachází drnový mor, který má mocnost 10–15 cm. Není zde vytvořen ostrý přechod mezi nadložním humusem a minerální půdou. Organominerální horizont bývá dobře prohumózněný. (Vavříček, Kučera 2015)

4.2.4 Klimatické a hydrologické poměry

Dle Quitta (1971) náleží území do chladné oblasti – CH 4, která je v České republice nejchladnější. Podnebí je zde perhumidní s převládajícím oceánickým charakterem. Průměrná roční teplota se pohybuje od 3,7 do 5,1 °C, průměrný roční úhrn srážek je v rozmezí 1027–1486 mm (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Oblast patří k úmoří Severního moře, povodí Labe, nachází se zde četná prameniště a rašeliniště (Ochrana přírody a krajiny v České republice 2016). Šumava je součástí Chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV), která téměř koresponduje s hranicí národního parku (Vinš 1999).

4.2.5 Vegetační poměry

Šumava patří do Hercynské podprovincie a Šumavského bioregionu. Hercynský ráz bioty je výrazně ovlivněn alpskými druhy. Můžeme zde vidět řadu exklávních a reliktních prvků, a to zejména na rašeliništích a v karech. Biota středních poloh vystupuje neobvykle vysoko (Culek a kol. 1996). Pro květenu je charakteristická nižší druhová diverzita ve srovnání například s flórou Krkonoš nebo alpských a karpatských oblastí (Vacek, Krejčí a kol. 2008).

Z hlediska potenciální přirozené vegetace se na studovaném území nachází převážně třtinová smrčina (*Calamagrostio villosae-Piceetum*), která je typická pro naprostou převahu smrku (*Picea abies*) ve stromovém patru. Bylinné patro je chudé,

dominantním druhem je *Calamagrostis villosa*, na mělkých půdách *Vaccinium myrtillus*, nižší bylinné patro tvoří *Avenella flexuosa*, *Homogyne alpina* a *Trientalis europaea*. Subdominantními druhy jsou *Luzula sylvatica*, *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella* a *Galium saxatile* (Neuhäuslová a kol. 1998).

V mechovém patru převládá *Polytrichum formosum*, *Dicranum scoparium* a často je zde zastoupen druh *Sphagnum girgensohnii* (Neuhäuslová a kol. 1998).

Maloplošně se na závětrných svazích nachází papratkové smrčiny (*Athyrio alpestris-Piceetum*), kde je dominantní *Athyrium distentifolium*, na příkrých suťových svazích můžeme vidět společenstva svazu *Vaccinion* (Neuhäuslová a kol. 1998).

4.2.6 Lesní vegetační stupně

Zájmové lokality se dle typologického klasifikačního systému ÚHÚL (2016) nacházejí v 8. LVS – smrkový. Společenstva mají charakter horské smrkové tajgy s dominancí montánních a boreálních druhů. Hlavní dřevinou je smrk (*Picea abies*), který dorůstá výšky 25 m. Porosty jsou často rozvolněné. Často je přimíšen jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), na živnějších stanovištích se nachází javor klen (*Acer pseudoplatanus*), který má zde horní hranici výskytu, ojediněle se v podúrovni vyskytuje buk lesní (*Fagus sylvatica*), který je zakrslý a netvárný. Vzácně se může vyskytovat i jedle bělokora (*Abies alba*) (Culek a kol. 1996).

Smrkový lesní vegetační stupeň se vyskytuje na lokalitách s průměrnou roční teplotou 2,5–4,0 °C, délka vegetační doby je v rozmezí 60–100 dní. Zaujímá pouze 1,69 % plochy lesů České republiky (Viewegh 2003).

Podle ÚHÚL (2016) se v oblasti NPŠ nachází 6., 7., a 8. LVS. Mnohdy se stává, že dochází k posunu vegetačních stupňů o jeden stupeň směrem nahoru. Část vymezeného 8. LVS by měla být zařazena do 7. LVS. Důležitým diferenciačním kritériem je zastoupení buku a klenu a jejich vzrůstu, neboť tyto dřeviny v 8. LVS ustupují do podúrovně, a také přítomnost indikátorů bylinného patra (Vinš 1999).

4.2.7 Soubory lesních typů

V národním parku dominuje ekologická řada kyselá, dále zde má zastoupení ekologická řada rašelinná a vodou obohacená. Z živné řady se na svazích nachází edafická kategorie F – svahová. Na výzkumných plochách se podle systému lesnické

typologie nachází lesní typ (LT) 8K3 (kyselá smrčina s papratkou alpskou), 8K7 (kyselá smrčina se šťavelem) a 8Y1 (skeletová smrčina borůvková) (ÚHÚL 2016).

Soubor lesních typů (SLT) 8K (kyselá smrčina) patří mezi zapojenější porosty v nižším stupni subalpínských smrčin na svazích i náhorních plošinách. Na Šumavě se vyskytuje od 1050 m n. m. Půda je zde středně hluboká s příměsí štěrku a kamene, se surovým humusem (Plíva 1987).

Produkční funkce kyselých smrčin ustupuje funkcím ekologickým, a to zejména funkci vodohospodářské a půdoochranné. Porosty, které jsou ekotypově nevhodné, bývají ve středním věku často rozvráceny sněhem a dochází zde k častým kalamitám. Problémem je také zabuření třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), která vytváří mohutný a souvislý drn (Průša 2001).

Na balvanitých svazích a sutích se nachází SLT 8Y (skeletová smrčina), která se na větší ploše vyskytuje jen na Šumavě. Smrkové porosty jsou zde mezernaté, často hluboko zavětvené, dobře zakotvené ve skalních štěrbinách s řídkým zmlazením smrku a jeřábu. Tyto porosty se ponechávají samovolnému vývoji bez zásahu (Průša 2001).

4.2.8 Skupiny typů geobiocénů

Z hlediska geobiocenologické diferenciaci (Zlatník 1976; Buček, Lacina 1999) patří SLT 8K a 8Y do skupiny *Sorbi-Peuceeta humilia* (zakrslá jeřábová smrčina), která je označována formulí 7 A-AB 2. Jedná se zejména o mezernaté porosty, kde působí vrcholový fenomén. Zakrslé jeřábové smrčiny mají charakter ochranného lesa s funkcí půdoochrannou, vodohospodářskou a jsou významné pro ochranu horské bioty. Tyto porosty je třeba ponechat přirozenému vývoji (Buček, Lacina 1999).

4.2.9 Cílové hospodářské soubory

Na většině vybraných ploch převažuje cílový hospodářský soubor (CHS) 02 – vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace, druhým nejzastoupenějším je CHS 01 – mimořádně nepříznivá stanoviště. Místy se také nachází CHS 77 – hospodářství oglejených stanovišť horských poloh a CHS 79 – hospodářství podmáčených stanovišť horských poloh (ÚHÚL 2016).

4.2.10 Typy ohrožení

Přirozené smrčiny jsou ohroženy především imisemi a rozsáhlými větrnými polomy, které narušují celistvost porostů. Dalším problémem jsou nevhodné asanační zásahy během gradace lýkožrouta smrkového a poškozování terénu mechanizačními prostředky. Ohrožení také představuje obnova ze semen nepůvodních populací, protože může docházet ke vzniku hybridů, což způsobuje narušení místního genofondu. Problémem je také acidifikace půd, která vede k chřadnutí porostů, které jsou pak méně stabilní a náchylnější k poškození větrem, sněhem, námrazou, hnilobou a hmyzem. K poškozování porostů dochází také z důvodu nadměrných stavů jelení zvěře, která způsobuje okus, ohryz a loupání (Chytrý a kol. 2010; Míchal, Petříček a kol. 1999).

4.2.11 Současný stav porostů

Vlivem lýkožrouta smrkového odumřela v okolí Březníku většina smrkových porostů již v 90. letech 20. století. Lýkožrout se zde vyskytuje stále ve vysoké hustotě, ale přesto se zde nachází mnoho stromů, které přežívají dodnes. Jedná se většinou o silně vzrostlé nadúrovňové jedince zavětvené až k zemi, kteří rostou na vlhčích stanovištích a nejsou tak stresovány suchem a jsou také považovány za geneticky odolnější (Kindlmann a kol. 2012), nebo se naopak jedná o slabé podúrovňové jedince (Jonášová 2013).

Na výzkumných plochách stromové patro odumřelo okolo roku 1994. Jednalo se o smrkový porost ve věku zhruba 120–245 let, nejstarší jedinci dosahovali věku přes 400 let (Koutecký a kol. 2015). Na plochách byly ponechány mrtvé stojící souše a postupně dochází k jejich rozkladu a k vývratům (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Přirozená obnova smrku ztepilého se nachází často v blízkosti stojících souší nebo na vyvýšených místech tvořených rozkládajícími se pařezy (Wild a kol. 2014).

4.2.12 Specifika hospodaření

Na území národních parků jsou zpravidla vymezeny tři zóny ochrany přírody. Nejprísrnější opatření jsou uplatňována v prvních zónách, kam patří nejvzácnější bezzásahová území (Kindlmann a kol. 2012). Prioritní činností ve II. zóně ochrany přírody je postupná přeměna geneticky nekvalitních porostů, porostů bez přirozené dynamiky a obnova porostů poškozených abiotickými činiteli. Nejmenší omezení jsou ve třetích zónách (Vacek, Podrázský 2003).

Při vytváření bezzásahových území by měla být hlavním kritériem původnost lesních porostů. Musí se jednat o porosty s druhovou skladbou odpovídající stanovištním podmínkám. Bezzásahová území by měla být ucelená, podél hranice tohoto území by měla být ochranná zóna, která tlumí šíření lýkožrouta smrkového do dalších porostů. V ochranné zóně probíhá intenzivní těžba a včasné vyhledávání napadených stromů lýkožroutem smrkovým. V těchto zónách by neměly být dřeviny, které jsou atraktivní pro lýkožrouta, doporučená šířka tohoto ochranného pásma by je v rozmezí 500 m až 1 km (Kindlmann a kol. 2012).

4.3 Charakteristika dílčích ploch

Celkem bylo vybráno 7 ploch v oblasti Březníku, kde v letech 2014 a 2015 proběhlo odebírání vzorků pro dendrochronologické měření. Jednalo se o smrkové porosty odumřelé vlivem kůrovce gradace v 8. LVS, kde se nacházely pouze stojící souše a místy zmlazení smrku ztepilého. Výzkumné plochy o velikosti 1 ha byly tvořeny body, které tvořily čtvercovou síť. Jednalo se celkem o 9 bodů hlavní sítě, které se nacházely 33 m od sebe. V rámci výzkumných ploch byly na každém uzlovém bodu odebírány vzorky ze čtyř až pěti jedinců smrku z někdejší hlavní úrovně. Odběr byl proveden metodou klínových výřezů pomocí motorové pily. Vzorky byly vyřezávány převážně ve výšce 0,8–1 m nad bází stromu a odběr směl být proveden pouze z ležících mrtvých kmenů a stojících pahýlů dosahujících výšky maximálně 7 m (Koutecký a kol. 2013).

Plocha č. 1:

Plocha číslo 1 se nachází nad Blatenskou slatí na severním svahu Blatného vrchu, zhruba 2 kilometry jihozápadně od hájenky na Březníku. Jedná se o 8. LVS, SLT 8K. Nadmořská výška je v rozmezí 1325 – 1345 m n. m, se sklonem svahu 15 – 20 %. Půdním typem je zde kryptopodzol s nadložní humusovou formou mor (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Smrkový les zde odumřel v rozmezí let 1994–1995. Průměrný věk souší, které se na ploše nacházely, byl 120 let, nejstarší jedinec měl 190 let. Stromové patro zde odumřelo v roce 1997 (Janda 2015 - nepublikováno). V současné době se zde nacházejí stojící souše, kolem kterých je přirozená obnova smrku ztepilého, místy se vyskytuje jeřáb ptačí. Jsou zde také popadané kmeny odumřelých stromů. Jedná se o třtinovou smrčinu (*Calamagrostio villosae-Piceetum*). Půda je zde mělká a balvanitá.

Plocha č. 2:

Výzkumná plocha je umístěna na náhorní plošině na vrcholu Blatného vrchu, asi 200 m nad plochou č. 1. Nachází se zde 8. LVS, SLT 8K, nadmořská výška je 1360 m n. m., jedná se téměř o rovinu. Půdní typem je podzol a formou nadložního humusu mor (Vacek, Krejčí a kol. 2008). Půda zde není tak mělká a balvanitá, skelet nevystupuje na povrch. Smrkový porost odumřel rovněž v rozmezí let 1993–1994. Jednalo se o rozvolněný smrkový porost ve věku okolo 160 let. Nejstarší jedinci dosahovali věku 200 let (Janda 2015 - nepublikováno). Na ploše jsou stojící souše, přirozená obnova smrku ztepilého je zde pouze místy. Na lokalitě se také nachází několik podúrovňových jedinců, kteří přežili kůrovcovou kalamitu. Společenstvem je třtinová smrčina (*Calamagrostio villosae-Piceetum*).

Plocha č. 3:

Lokalita se nachází ve sníženině mezi Blatným vrchem a Špičníkem v nadmořské výšce kolem 1330 m n. m. Sklon svahu je v rozmezí 3–5 %, orientace na severovýchod. Plocha leží přímo u hranice se Spolkovou republikou Německo (SRN), zhruba 2 km jihozápadně od hájenky na Březníku. Je zde zastoupen SLT 8K a 8. LVS. Z hlediska půdního typu se na lokalitě nachází podzol (Geoportal – Národní park Šumava 2016) s výrazným humusovým horizontem a silným prokořeněním, humusová forma je mor. Skelet nevystupuje na povrch, snížená místa a prohlubně jsou částečně zamokřené. Na ploše jsou rozvolněné smrkové souše, ležící tlející dřevo, přirozená obnova je řídké rozptýlená. Smrkový porost odumřel rovněž v rozmezí let 1993–1994. Průměrný věk stojících souší je okolo 180 let. Nejstarší jedinec dosahoval věku 340 let (Janda 2015 - nepublikováno).

Plocha č. 4:

Zájmová lokalita leží na plošině jihovýchodně od vrcholu Špičníku, 2 km jihozápadně od hájenky na Březníku, jižní okraj je tvořený hranicí se SRN. Nadmořská výška je 1280 m n. m., proto se opět jedná o 8 LVS, SLT 8K. Sklon je zde nulový. Půdním typem je podzol s humusovou formou mor (Geoportal – Národní park Šumava 2016), půdní profil je silně prokořeněný. Jižní část lokality je poměrně suchá, v severní části se nachází zamokřená místa. Smrkový porost odumřel kolem roku 1994. Věk stojících souší průměrně dosahuje 190 let. Nejstarší jedinec má věk 412 let (Janda 2015 - nepublikováno). Přirozená obnova smrku ztepilého je rozptýlená po ploše, jsou zde

také pozůstalé podúrovňové smrky a na celé ploše se nachází rozkládající se kmeny. Jedná se o společenstvo třtinových smrčin (*Calamagrostio villosae-Piceetum*).

Plocha č. 5:

Plocha se nachází pod vrcholem Velké Mokrůvky na západním svahu asi 50 m od hranice se SRN, 2 km jihovýchodně od Březníku. Nadmořská výška je kolem 1350 m n. m. Terén je zde poměrně svažité, sklon je v rozmezí 15 – 25 %. Půdním typem je podzol s humusovou formou mor (Geoportal – Národní park Šumava 2016), níže položené části tvoří litozem. Jedná se o 8 LVS, SLT 8Y. Spodní část plochy je tvořena převážně sutěmi. Společenstvem je třtinová smrčina (*Calamagrostio villosae-Piceetum*). Hlavní úroveň porostu odumřela mezi lety 1994 až 1996. Průměrný věk stojících souší je okolo 250 let. (Koutecký a kol. 2015). Je zde hojná přirozená obnova.

Plocha č. 6:

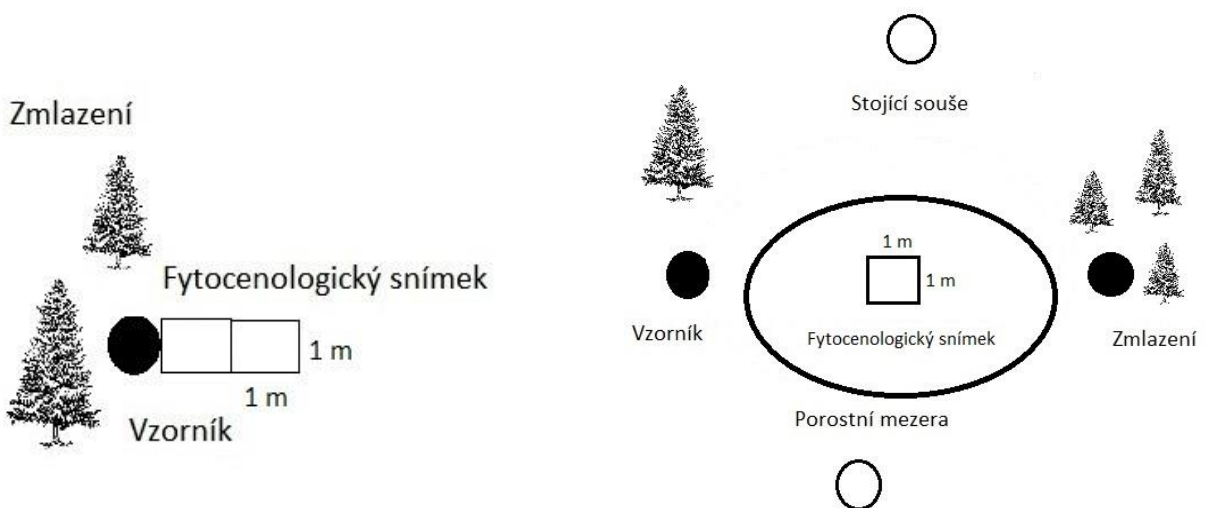
Plocha se nachází na úbočí Velké Mokrůvky ve střední části západního svahu, přibližně 100 m pod plochou č. 5. Sklon svahu je 30–35 %, většinu plochy tvoří sutě s borůvčím a mechem, místy se nachází podzol s humusovou formou mor (Geoportal – Národní park Šumava 2016), převažuje však litozem. Nadmořská výška plochy je 1285 m n. m., jedná se o 8. LVS, SLT 8Y. Smrkový porost odumřel mezi lety 1994 až 1996. Průměrný věk odumřelého porostu se pohybuje okolo 250 let (Koutecký a kol. 2015). Na ploše se nachází tlející dřevo a jsou zde popadané kmeny stromů, přirozená obnova je četnější než v případě plochy č. 5.

Plocha č. 7:

Plocha se nachází ve spodní části západního svahu Velké Mokrůvky, v nadmořské výšce 1250 m n. m., pod plochou č. 6. Nenachází se zde již sutě, sklon plochy je kolem 10 %. Půdním typem je podzol s humusovou formou mor (Geoportal – Národní park Šumava 2016). Jedná se o 8. LVS, SLT 8K. Smrkový porost rovněž odumřel v letech 1994–1996 (Koutecký a kol. 2015) a tlející dřevo bylo ponecháno na ploše. Porost je oproti předchozím dvěma plochám mladší, průměrný věk odumřelých stromů je okolo 150 let (Koutecký a kol. 2015). Vegetace patří do společenstva třtinových smrčin (*Calamagrostio villosae-Piceetum*). Na ploše je velké množství popadaného tlejícího dřeva a přirozená obnova je zde hojná.

4.4 Terénní šetření

Terénní šetření proběhlo v první polovině srpna v roce 2016. Na každé hektarové ploše bylo provedeno fytoecologické snímkování. Pro každý bod z dendrochronologického průzkumu byl vybrán jeden vzorník pokud možno bez zmlazení a v jeho okolí byla detekována nejbližší někdejší porostní mezera a stanoveny její pravděpodobné parametry. Při umísťování snímků byla snaha minimalizovat vliv odrůstajícího zmlazení na bylinné patro, proto byly voleny vzorníky nebo orientace plošek tak, aby se odrůstající zmlazení v okolí snímku nenacházelo. Struktura bylinného patra byla sledována na čtvercových plochách o velikosti 1 m, které se nacházely 0–1 m a 1–2 m od paty vzorníku (obr. 2) a v nejbližší porostní mezeře (obr. 3). Orientace ploch u vzorníků byla náhodná, jediným kritériem byla absence souvislé vrstvy zmlazení. Jednotlivé snímky, ať už se jednalo o plochy u vzorníků stromů nebo v porostních mezerách, byly zakresleny do plánu výzkumné plochy. Fytoecologické snímky v porostních mezerách se nacházely zhruba v poloviční vzdálenosti mezi jednotlivými body sítě tak, aby bylo možné polohu snímku zaměřit vzhledem ke stojící nařezané souši. Plocha snímku byla vždy umístěna tak, aby z žádné strany nebyla ovlivněná korunami původních živých jedinců a jejich opadem. Průměrná velikost porostních mezer byla 130 m², nejmenší z nich měřily okolo 50 m², největší porostní mezery měly až 300 m².



Obr. 2: Znárodnění fytoecologického snímku u vzorníkového stromu

Obr. 3: Fytoecologický snímek v porostní mezeře

Na každé ploše bylo tedy pořízeno 9 snímků v porostních mezerách a 18 snímků u vybraných vzorníků (9 snímků u paty vzorníku, 9 snímků ve vzdálenosti 1 m od paty kmene).

Jednotlivé snímky byly vytyčeny pomocí skládacího metru. Do zápisníku bylo nejprve zaznamenáno číslo plochy, číslo nařezaného vzorníku, u kterého se plocha nacházela, v případě porostní mezery azimut a vzdálenost k nejbližšímu vzorníku. Dále bylo zhodnoceno mikrostanoviště, byl zaznamenán sklon svahu a orientace plochy vzhledem ke světovým stranám. Poté byla zhodnocena celková pokryvnost bylinného patra. Také byla hodnocena pokryvnost mechorostů, zmlazení dřevin, pokud se na plošce nacházelo a procentické zastoupení vystupujícího skeletu na povrch a mrtvého dřeva na plošce. Botanická nomenklatura byla sjednocena dle Klíče ke květeně České republiky (Kubát 2002). Pokryvnost byla hodnocena dle klasifikační kombinované stupnice abundance a dominance Braun-Blanqueta upravené Zlatníkem a synuzie dřevin pomocí Zlatníkovy stupnice patrovitosti (Ambros 2003).

Dále byla sledována struktura bylinného patra někdejších podúrovňových stromů „podkápek“, které přežily kůrovcovou disturbancí a vyskytovaly se na ploše nebo v jejím bezprostředním okolí, maximálně však do vzdálenosti 30 m od plochy. Fytcenologické snímkování bylo prováděno dle stejné metodiky jako v případě vzorníků. Dalším zaznamenávaným údajem byla výška stromu, průměr, velikost a pokryvnost koruny. Každý podúrovňový strom byl zakreslen do plánu výzkumné plochy a zaměřen vzhledem k síti nařezaných stromů. Na každé ploše se hodnotilo 6 stromů, výjimkou byla plocha č. 7, kde se podkápky nenacházely, na ploše č. 4 byly hodnoceny 2 stromy.

Celkem bylo provedeno 242 snímků, z toho 58 v porostních mezerách, 126 u nařezaných souší a 58 pod stojícími živými podúrovňovými stromy.

Na lokalitách byl proveden orientační průzkum půdních poměrů. Celkem bylo odebráno 22 půdních vzorků ze zákopků, které měly hloubku 25–30 cm. Na každé ploše byly odebrány 4 vzorky, a to 2 v porostních mezerách a 2 u odumřelých stromů (vzorníků). Vzorky byly odebírány z plošek fytcenologických snímků, v případě snímků u vzorníkových stromů byl vzorek odebírán na plošce 1–2 m od stromu. Na výzkumných plochách s větším podílem suti a skeletu bylo odebráno vzorků méně (plocha č. 1), na ploše č. 6 vzorky nebyly odebírány vůbec (v důsledku výskytu

balvanitých rankerů). Vzorky se odebíraly z organominerálního horizontu Ah, byla zaznamenána mocnost humusového horizontu a celková hloubka zákopku, určena humusová forma, předpokládaný půdní typ a skeletovitost. Po vysušení byly vzorky podrobeny analýze v laboratoři. Klasifikace půd byla provedena pomocí Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček 2011).

4.5 Analýza dat

Data z terénního šetření byla převedena do programu Turboveg for Windows (Hennekens, Stephan 2001), ze kterého byly prováděny další výstupy do programu Microsoft Excel a data byla dále převedena do programu Juice (Tichý 2002). Zde byly snímky rozděleny do několika skupin, podle toho, zda se jednalo o porostní mezeru, jednotlivé plošky u vzorníkových stromů nebo plošky u podkápek. Snímky byly hodnoceny pomocí fidelity v synoptických tabulkách. Fidelity je věrnost druhu ke skupině snímků, určuje tedy vztah druhu k vybraným snímkům. Čím je fidelity vyšší, tím je vyšší i věrnost druhu ke skupině (Tichý 2004).

Dále byla data vyhodnocována v programu Canoco for Windows (ter Braak, Šmilauer 2002). Zde byla nejprve provedena DCA analýza (detrended correspondence analysis), ale z důvodu krátkého gradientu, který měl hodnotu nižší než 3, byla data poté vyhodnocena pomocí analýzy – PCA (principal components analysis), která patří mezi metody lineární. Grafické výstupy byly vytvořeny formou ordinačních diagramů v programu CanoDraw. Jednotlivé fytoecologické snímky jsou v ordinačním diagramu zobrazeny jako body (centroidy), druhy jsou zobrazeny pomocí šipek ve směru růstu abundance druhu (Lepš, Šmilauer 2000).

V programu R for Windows pomocí funkce „vegan“ byla provedena PCA analýza s dodatečným testováním proměnných prostředí, kde byl zjišťován koeficient determinace a p hodnota, která byla porovnáвана s hladinou významnosti alfa ($\alpha = 0,05$), pokud je hodnota menší než 0,05, rozdíl prostředí je významný. Koeficient determinace nám udává procento vysvětlené variability souboru (Oksanen, Blanchet, Friendly a kol. 2017). Proměnnými jsou: umístění snímků u vzorníků, podkápek nebo v porostní mezeře a přítomnost skeletu na ploše. Analýzu v programu R zpracoval Ing. Daniel Volařík, Ph. D. z Ústavu lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie LDF MENDELU v Brně. Další výsledky a grafické výstupy byly vyhodnocovány pomocí programu Microsoft Excel.

4.6 Analýza půdních vzorků

Odebrané půdní vzorky byly vyhodnocovány v laboratoři Ústavu lesnické geologie a pedologie. Laboratorní postupy byly provedeny dle skript Lesnická pedologie – cvičení (Rejšek 1999). Odebrané a vysušené půdní vzorky byly nejprve přesety přes síto o velikosti ok 2 mm (jemnozeme).

Půdní reakce aktivní a půdní reakce potenciální výměnná

Půdní reakce je základní fyzikálně-chemická vlastnost lesních půd. Je dána poměrem mezi koncentrací hydroxoniových a hydroxylových ionů v půdní suspenzi. Tento poměr je vyjádřený hodnotou pH. Půdní reakce zásadně ovlivňuje biochemické půdní procesy a procesy příjmu živin. Rozeznáváme půdní reakci aktivní (pH/H₂O) a půdní reakci potenciální výměnnou (pH/KCl).

Postup: Na měření použijeme pH metr s kombinovanou skleněnou kalomelovou elektrodou. Do PE vzorkovnice navážíme 10 g jemnozeme na vzduchu proschlého vzorku a přilijeme 25 ml destilované vody. Uzavřeme a dáme na 30 minut na třepačku. Poté necháme odstát a po dvou hodinách vložíme do suspenze kombinovanou elektrodu pH metru a po ustálení odečteme hodnoty a zapíšeme jako pH/H₂O. Výsledná hodnota se udává na jedno desetinné místo. Na druhou sadu vzorků navážíme rovněž 10 g jemnozeme a přilijeme 25 ml 1 mol/l KCl. Vzorkovnice rovněž necháme 30 minut na třepačce a poté necháme stát do druhého dne, po 24 hodinách změříme suspenzi pomocí kombinované elektrody pH metru a zapíšeme hodnotu jako pH/KCl.

Ztráta žiháním

Ztráta žiháním je orientační metoda stanovení procentického podílu humusových látek minerálních horizontů na hmotnosti jemnozeme daného půdního vzorku. V procesu žihání při teplotě 550 °C dojde k vyžhání veškeré humifikované, částečně humifikované i zcela nerozložené organické hmoty, veškeré intramicelární vody, krystalické vody hydroxylů, vodnatých silikátů a sulfátů a potenciálně jistého podílu karbonátů jakožto termálně nestabilní skupiny minerálů.

Postup: Do hliníkové vysoušečky dáme vzorek jemnozeme a v elektrické sušárně sušíme do konstantní hmotnosti při teplotě 105 °C po dobu 4 hodin. Do předem zváženého porcelánového tyglíku se přibližně do jedné čtvrtiny jeho výšky nasype daný vzorek vysušený do konstantní hmotnosti. Tyglík se vzorkem se opět přesně zváží

a poté se vloží do muflovací pece s nastavenou teplotou 550 °C. Po dosažení teploty 550 °C by měl být vzorek žhán minimálně 30 minut. Po vyžhání se vzorek vyjme z muflovací pece a vloží se do exikátoru. Po zchladnutí tyglík se vzorkem zvážíme.

Výpočet:

$$y = \frac{m_1 - m_2}{m_1} * 100 [\%]$$

m_1 – hmotnost při 105 °C vysušeného vzorku (navážka původního vzorku)

m_2 – hmotnost vzorku po vyžhání (hmotnost popela vyžhaného vzorku)

5. Výsledky

5.1 Fytocenologické snímky

5.1.1 Floristická skladba

Celkem bylo pořízeno 242 snímků, z toho 58 snímků v porostních mezerách, 126 snímků u vzorníkových stromů a 58 snímků pod podkápky. Na plochách bylo celkem zaznamenáno 18 druhů bylinného patra, které jsou uvedeny v následující tabulce (tab. 1). Jedná se o obvyklé druhy v 8. LVS na Šumavě, které rostou na kyselých půdách. Z pohledu dřevin se na plochách zmlazuje pouze smrk ztepilý (*Picea abies*) a velmi zřídka jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Nejčastěji se vyskytujícím druhem byla *Calamagrostis villosa*, hojně byly také *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus*.

Tab. 1: Druhové složení bylinného patra na výzkumných plochách

Druhy cévnatých rostlin na výzkumných plochách	
<i>Athyrium distentifolium</i>	<i>Luzula sylvatica</i>
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Lycopodium annotinum</i>
<i>Calamagrostis villosa</i>	<i>Lycopodium clavatum</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
<i>Carex canescens</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Senecio ovatus</i>
<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Trientalis europaea</i>
<i>Galium saxatile</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Homogyne alpina</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>

5.1.2 Fidelita

Pomocí míry fidelity druhů byly hodnoceny rozdíly v druhovém složení mezi mikrostanovišti. Datový soubor snímků byl rozdělen do následujících skupin:

1. Skeletnaté a neskeletnaté plochy společenstva asociace *Calamagrostio villosae-Piceetum*
2. Snímky v porostních mezerách a snímky u vzorníkových stromů ve vzdálenosti 0–1 m od paty kmene
3. Snímky v porostních mezerách a snímky u vzorníkových stromů ve vzdálenosti 1–2 m od paty kmene
4. Snímky u vzorníkových stromů (0–1 m, 1–2 m od paty kmene) a snímky pod živými jedinci někdejší podúrovně

V tabulkách jsou uvedeny druhy, které měly vyšší fidelitu než 10, nebo druhy s frekvencí nad 10 %.

Porovnání snímků na skeletnatých plochách a plochách bez skeletu uvádí tabulka č. 2. Celkem se jednalo se o 171 snímků na plochách bez skeletu a 71 snímků na skeletnatých plochách. Z výsledků je patrné, že skeletnaté a neskeletnaté stanoviště se od sebe výrazně liší. Na suťových svazích má nejvyšší fidelitu *Vaccinium myrtillus* s frekvencí výskytu 97 %. Také se zde častěji vyskytuje zmlazení smrku ztepilého (*Picea abies*) s frekvencí výskytu 27 %. Ostatní druhy vykazují fidelitu spíše ke stanovištím bez skeletu. Nejvyšší fidelitu má *Calamagrostis villosa*, významně zastoupeny jsou také druhy *Luzula sylvatica* a *Galium saxatile*.

Tab. 2: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání snímků neskeletnatých a skeletnatých stanovišť. Číselné hodnoty v jednotlivých sloupcích znamenají fidelitu druhů rostlin, horní index značí frekvenci výskytu druhu v dané skupině.

Název druhu	Stanoviště bez skeletu	Skeletnatá stanoviště
<i>Calamagrostis villosa</i>	66.8 ⁷⁴	--- ⁸
<i>Luzula sylvatica</i>	36.9 ²⁴	--- ¹
<i>Galium saxatile</i>	36.6 ²⁷	--- ¹⁹
<i>Oxalis acetosella</i>	32.8 ²⁶	--- ³
<i>Trientalis europaea</i>	31.0 ¹⁸	---
<i>Dryopteris dilatata</i>	28.1 ²¹	--- ³
<i>Avenella flexuosa</i>	25.3 ⁵⁹	--- ³⁴
<i>Epilobium angustifolium</i>	21.6 ¹⁵	--- ³
<i>Homogyne alpina</i>	17.4 ⁶	---
<i>Lycopodium clavatum</i>	10.9 ²	---
<i>Athyrium distentifolium</i>	10.5 ³⁸	--- ²⁸
<i>Vaccinium myrtillus</i>	--- ³³	67.0 ⁹⁷
<i>Picea abies</i>	--- ⁵	29.3 ²⁷

V následující tabulce (tab. 3) jsou porovnávány snímky v porostních mezerách se snímky 0–1 m od paty vzorníku. Jedná se celkem o 58 snímků v porostních mezerách a 63 snímků u paty vzorníku. Z tabulky vyplývá, že nejvíce je vázaná na porostní mezery *Luzula sylvatica* s fidelitou 26,2 a frekvencí 33 %. Nižší fidelity dosahuje *Homogyne alpina*. Jako indiferentní se jeví *Calamagrostis villosa* a *Galium saxatile*. V případě snímků u paty kmene vzorníkových stromů dosahuje nejvyšší fidelity *Epilobium angustifolium* s frekvencí 33 %, dále je zde *Oxalis acetosella* s fidelitou 29,2 a *Dryopteris dilatata* s fidelitou 28,8. Jeví se, že věrnost k ploškám u stojících souší vykazuje také *Rubus idaeus*, *Avenella flexuosa*, *Trientalis europaea*, *Athyrium distentifolium* a *Vaccinium myrtillus* a zmlazující se smrk ztepilý (*Picea abies*).

Tab. 3: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání porostních mezer a snímků 0–1 m od paty vzorníku. V prvním sloupci se nachází snímky v porostních mezerách, ve druhém jsou snímky u vzorníků. Číselné hodnoty v jednotlivých sloupcích znamenají fidelitu druhů rostlin, horní index značí frekvenci výskytu druhu v dané skupině.

Název druhu	Porostní mezery	Vzorník: 0–1 m od paty kmene
<i>Luzula sylvatica</i>	26.2 ³³	--- ¹¹
<i>Senecio ovatus</i>	13.2 ³	---
<i>Homogyne alpina</i>	11.6 ⁹	--- ³
<i>Galium saxatile</i>	4.3 ²⁸	--- ²⁴
<i>Epilobium angustifolium</i>	---	44.7 ³³
<i>Oxalis acetosella</i>	--- ¹⁴	29.2 ⁴⁰
<i>Dryopteris dilatata</i>	--- ⁹	28.8 ³²
<i>Rubus idaeus</i>	--- ²	26.7 ¹⁷
<i>Picea abies</i>	--- ⁵	21.3 ¹⁹
<i>Avenella flexuosa</i>	--- ⁴³	17.2 ⁶⁰
<i>Trientalis europaea</i>	--- ¹⁰	16.1 ²²
<i>Athyrium distentifolium</i>	--- ⁴⁰	14.3 ⁵⁴
<i>Vaccinium myrtillus</i>	--- ⁴⁰	12.8 ⁵²
<i>Calamagrostis villosa</i>	--- ⁵⁹	5.0 ⁶³

V tabulce č. 4 jsou porovnávány snímky v porostních mezerách se snímky 1–2 m od paty vzorníkového stromu. Jednalo se o 58 snímků v porostních mezerách a 63 snímků u vybraných vzorníků. Tabulka č. 4 vykazuje ve srovnání s tabulkou č. 3 jen malé rozdíly. Je zde patrné, že nejvyšší fidelity v porostních mezerách dosahuje opět *Luzula sylvatica* s frekvencí výskytu 33 %, dále jsou zde druhy *Homogyne alpina* a *Galium saxatile* u kterých došlo ke zvýšení fidelity. Mezi druhy, které mají vyšší fidelitu k ploškám u vzorníkových stromů, patří *Picea abies*, *Dryopteris dilatata* a *Epilobium angustifolium*. Převážná většina druhů je však indiferentních: *Athyrium distentifolium*, *Calamagrostis villosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaea*, *Avenella flexuosa* a *Oxalis acetosella*, proto se rozdíly mezi skupinami jeví méně vyhraněné.

Tab. 4: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání porostních mezer a snímků 1–2 m od paty vzorníku. V prvním sloupci se nachází snímky v porostních mezerách, ve druhém jsou snímky u vzorníků. Číselné hodnoty v jednotlivých sloupcích znamenají fidelitu druhů rostlin, horní index značí frekvenci výskytu druhu v dané skupině

Název druhu	Porostní mezery	Vzorníky: 1–2 m od paty kmene
<i>Luzula sylvatica</i>	21.8 ³³	--- ¹⁴
<i>Homogyne alpina</i>	16.0 ⁹	--- ²
<i>Galium saxatile</i>	10.1 ²⁸	--- ¹⁹
<i>Athyrium distentifolium</i>	--- ⁴⁰	--- ⁴⁰
<i>Epilobium angustifolium</i>	---	18.1 ⁶
<i>Dryopteris dilatata</i>	--- ⁹	17.0 ²¹
<i>Picea abies</i>	--- ⁵	13.2 ¹³
<i>Oxalis acetosella</i>	--- ¹⁴	7.1 ¹⁹
<i>Avenella flexuosa</i>	--- ⁴³	6.1 ⁴⁹
<i>Trientalis europaea</i>	--- ¹⁰	6.0 ¹⁴
<i>Vaccinium myrtillus</i>	--- ⁴⁰	3.3 ⁴³
<i>Calamagrostis villosa</i>	--- ⁵⁹	1.7 ⁶⁰

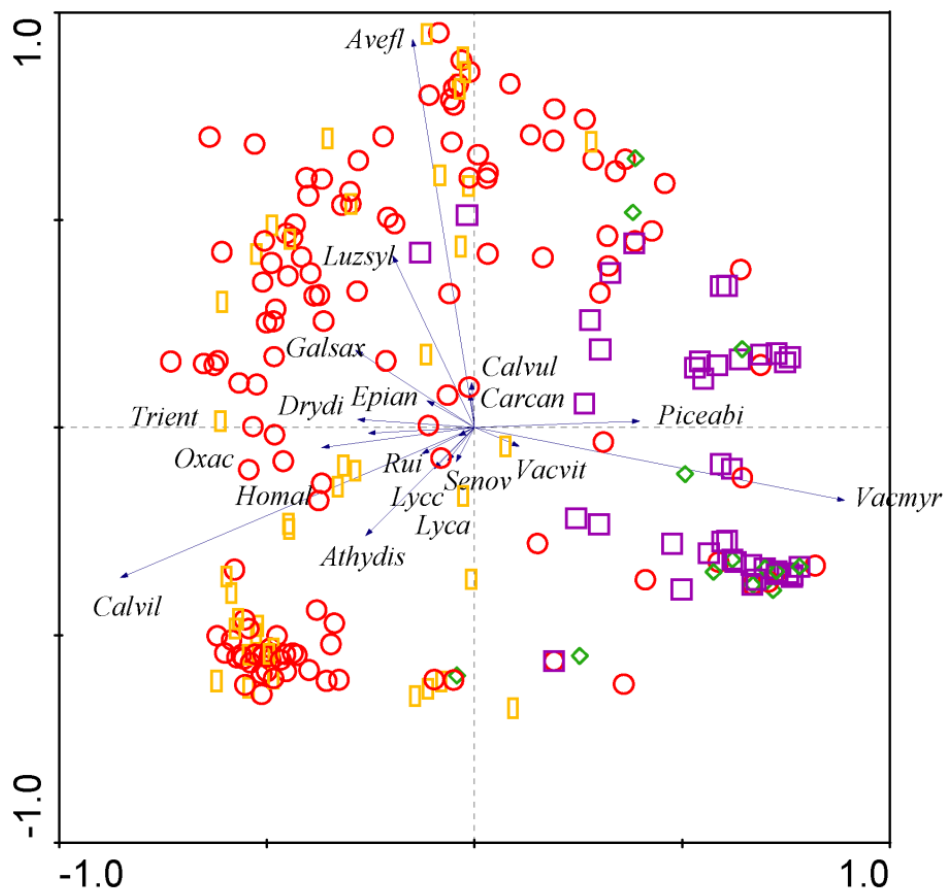
V tabulce č. 5 jsou porovnávány snímky u jednotlivých vzorníků (0–1 m a 1–2 m od paty kmene) se snímky pod korunami podkápek (0–1 m, 1–2 m od paty kmene). Bylo hodnoceno celkem 98 snímků u vzorníků a 30 snímků u podkápek. Plochy skeletnatých stanovišť do hodnocení zahrnuté nebyly z důvodu lepší srovnatelnosti dat. Z tabulky je patrné, že většina druhů bylinného patra vykazuje fidelitu k ploškám u vzorníkových stromů. Nejvyšší fidelity dosahuje *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata* a *Oxalis acetosella*. Tyto druhy mají rovněž vysokou frekvenci výskytu. Vyšší fidelitu mají rovněž druhy: *Trientalis europaea*, *Rubus idaeus*, *Calamagrostis villosa*, *Galium saxatile* a *Epilobium angustifolium*. Fidelitu k plochám, které se nacházely pod korunami podkápek, vykazuje *Avenella flexuosa* s frekvencí výskytu 87 % a *Vaccinium myrtillus* s frekvencí 50 %. Indiferentním druhem je *Luzula sylvatica*.

Tab. 5: Synoptická tabulka sestavená na základě fidelity druhů ke sledovaným skupinkám – porovnání snímků u vybraných vzorníků (0–1m, 1–2 m od stromu) se snímky nacházejícími se pod korunami podkápek. V prvním sloupci se nachází snímky u vzorníků, ve druhém jsou snímky u podkápek. Číselné hodnoty v jednotlivých sloupcích znamenají fidelitu druhů rostlin, horní index značí frekvenci výskytu druhu v dané skupině.

Název druhu	Vzorníky	Podkápky
<i>Athyrium distentifolium</i>	44.6 ⁴⁶	--- ⁷
<i>Dryopteris dilatata</i>	44.2. ³³	---
<i>Oxalis acetosella</i>	41.7 ³⁷	--- ³
<i>Trientalis europaea</i>	28.5 ²²	--- ²
<i>Rubus idaeus</i>	23.2 ¹⁰	---
<i>Calamagrostis villosa</i>	20.1 ⁷⁹	--- ⁶⁰
<i>Epilobium angustifolium</i>	18.0 ²⁰	--- ¹⁰
<i>Galium saxatile</i>	17.6 ²⁸	--- ¹³
<i>Avenella flexuosa</i>	--- ⁵⁴	35.7 ⁸⁷
<i>Vaccinium myrtillus</i>	--- ³⁵	15.8 ⁵⁰
<i>Luzula sylvatica</i>	--- ¹⁶	4.8 ²⁰

5.1.3 Výsledky analýzy PCA

Následující ordinační diagram (obr. 4) zobrazuje porovnání kamenitých a nekamenitých ploch společenstva *Calamagrostio villosae-Piceetum*. První dvě osy diagramu postihují 55,4 % celkové variability souboru. Ve směru kladného gradientu první osy se nachází druhy na kamenitých plochách - *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea* a *Picea abies*, ve směru záporného gradientu první osy druhy na nekamenitých plochách. Z diagramu je patrné, že centroidy snímků na nekamenitých plochách, se nachází výrazně v levé části diagramu na rozdíl od centroidů snímků na kamenitých plochách, které jsou v pravé části.



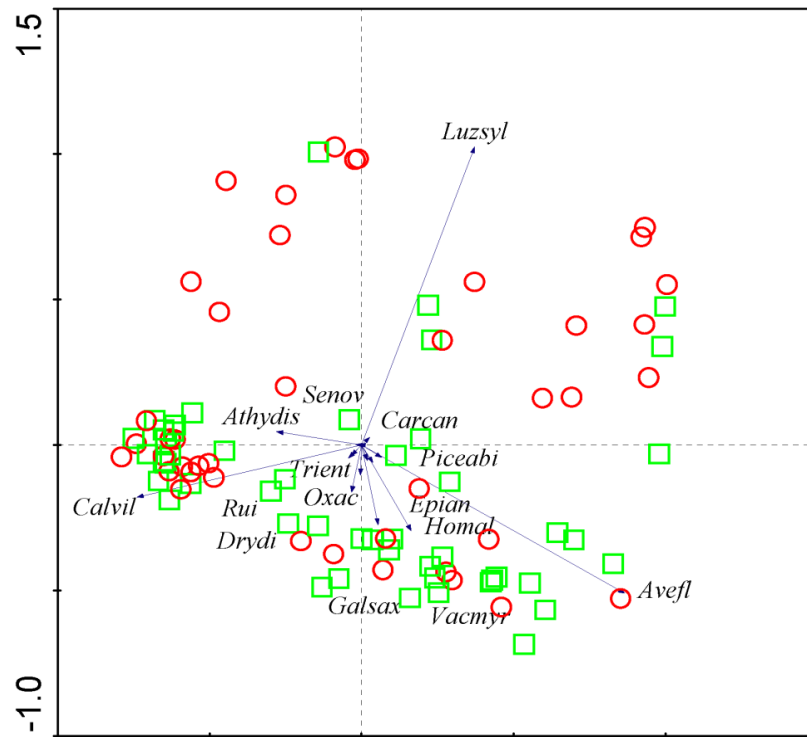
Obr. 4: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání snímků u vzorníkových stromů (0–1 m, 1–2 m od paty kmene) a snímků v porostních mezerách. Snímky byly rozděleny podle přítomnosti skeletu na ploše. Červené centroidy znázorňují snímky u vzorníkových stromů na plochách bez skeletu, fialové centroidy snímky u vzorníkových stromů na skeletnatých plochách, zelené centroidy zobrazují snímky v porostních mezerách na skeletnatých plochách, žluté snímky v porostních mezerách bez skeletu. Zkratky druhů bylinného patra v diagramu: Athydis – *Athyrium distentifolium*, Avefl – *Avenella flexuosa*, Calvil – *Calamagrostis villosa*, Carcan – *Carex canescens*, Drydi – *Dryopteris dilatata*, Epian – *Epilobium angustifolium*, Galsax – *Galium saxatile*, Homal – *Homogyne alpina*, Luzsyk – *Luzula sylvatica*, Lyca – *Lycopodium annotinum*, Lycc – *Lycopodium clavatum*, Oxac – *Oxalis acetosella*, Rui – *Rubus idaeus*, Senov- *Senecio ovatus*, Trient – *Trientalis europaea*, Vacmyr – *Vaccinium myrtillus*, Vacvit – *Vaccinium vitis-idaea*. Piceabi – *Picea abies*

Podle analýzy PCA s dodatečným testováním proměnných prostředí je p hodnota pro celý soubor dat 0,01, rozdíl je statisticky významný, koeficient determinace je 4 %. Pro kamenité plochy je hodnota p 0,001 a koeficient determinace 29 %. Vliv skeletu na plochách je také statisticky významný. Pro lepší srovnatelnost dat skeletnatá stanoviště do následujících analýz zahrnuta nebyla.

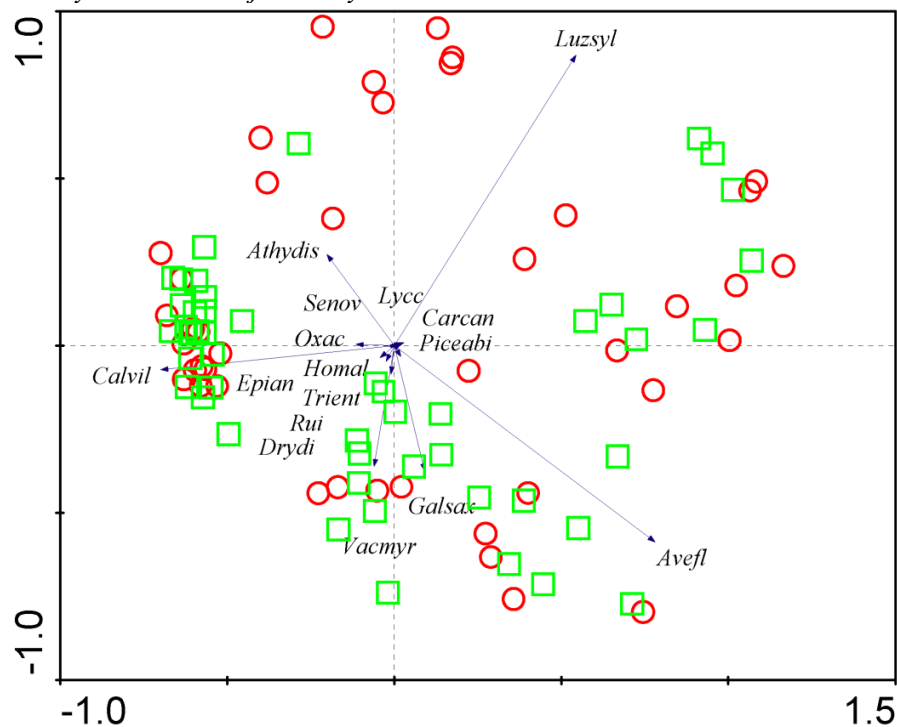
Následující dva ordinační diagramy zobrazují porovnání snímků v porostních mezerách se snímky u vzorníkových stromů. Obrázek číslo 5 zobrazuje ordinační diagram, který porovnává porostní mezery a plochy u vzorníkových stromů, které se nacházely 0–1 m od paty kmene. Na dalším obrázku (obr. 6) jsou vyhodnoceny snímky, které se nachází v porostních mezerách a u vzorníkových stromů 1–2 m od paty kmene. Na analýzu byla použita data společenstva asociace *Calamagrostio villosae-Piceetum*. První dvě osy diagramu (obr. 5) postihují 47 % celkové variability souboru, v případě druhého diagramu (obr. 6) 50 % celkové variability souboru. Ordinační diagramy jsou téměř totožné. Z pohledu druhů bylinného patra je patrné, že na protilehlých stranách osy se nachází *Luzula sylvatica* v kladném gradientu druhé osy, *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea*, *Oxalis acetosella* a *Galium saxatile* se nachází v záporném gradientu druhé osy. Proti sobě jde také *Avenella flexuosa* ve směru pozitivního gradientu první osy a *Athyrium distentifolium* v negativním gradientu první osy. Je zde patrné, že většina ploch u vzorníkových stromů vytváří v souladu s gradientem druhé osy skupinu ve spodní části grafu. Porostní mezery jsou v grafu rozptýleny rovnoměrněji, bylinné patro zde zřejmě vykazuje větší variabilitu. Fytocenologické snímky vytváří mrak centroidů v levé části první osy, kde se nachází snímky jak porostních mezer, tak i vzorníkových stromů. Jedná se o plošky, kde je dominantním druhem *Calamagrostis villosa*, proto jsou si snímky podobné. V případě obr. 6 dochází k posunu mraku centroidů ve směru kladného gradientu druhé osy, na rozdíl od obr. 5.

Rozdíl mezi sledovanými skupinami druhů se při dodatečném testování ukázal jako statisticky významný. V případě snímků v porostních mezerách a snímků 0–1 m od paty vzorníku je hodnota p 0,004 a koeficient determinace 7 %, což znamená, že 7 % variability souboru může být vysvětleno umístěním plochy, zda se jedná o porostní mezeru, nebo o plochu u vzorníkového stromu. U snímků v porostních mezerách a snímků 1–2 m od paty vzorníku vyšla hodnota p 0,007, rozdíl je významný, hodnota je o něco vyšší než v případě plošek u paty kmene, protože se vzdáleností snímků od

kmene se rozdíl porostních mezer a snímků u vzorníků postupně zmenšuje a není tak výrazný. Koeficient determinace je 3%.

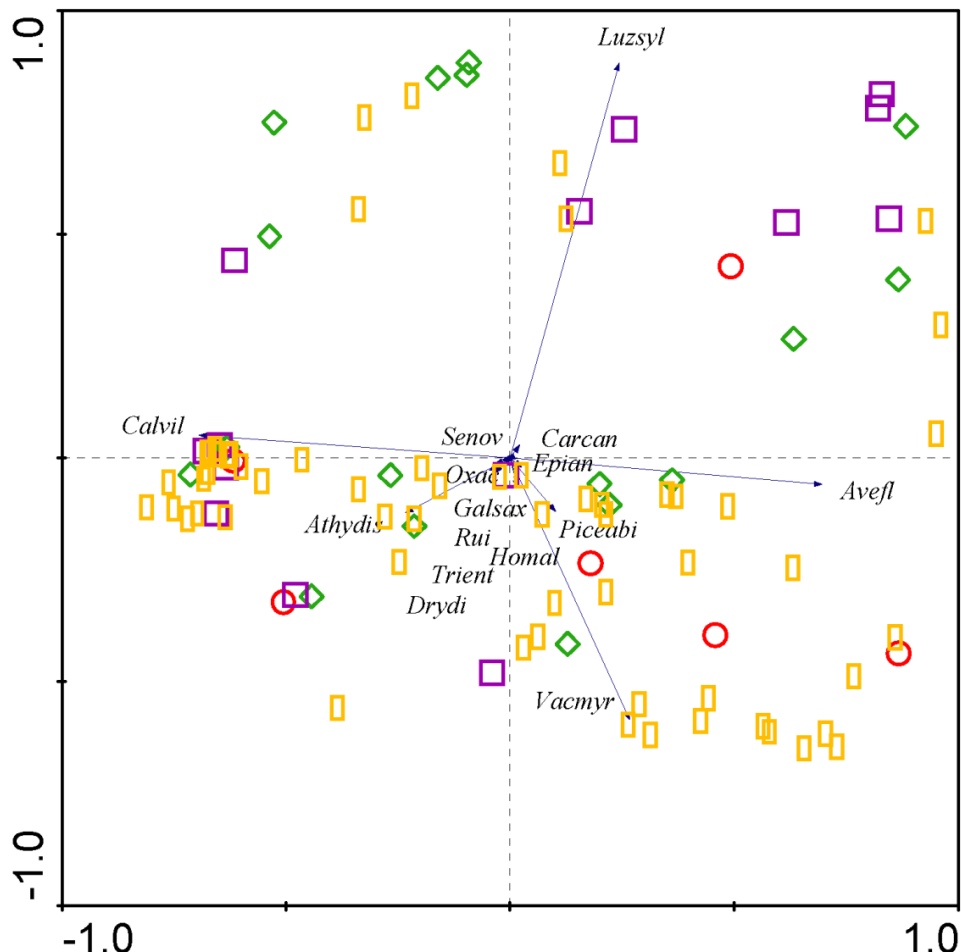


Obr. 5: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání porostních mezer a snímků 0–1 m od paty vzorníku. Červené centroidy zobrazují porostní mezery, zelené zobrazují snímky u paty vzorníku. Význam zkratek je shodný s obr. 4.



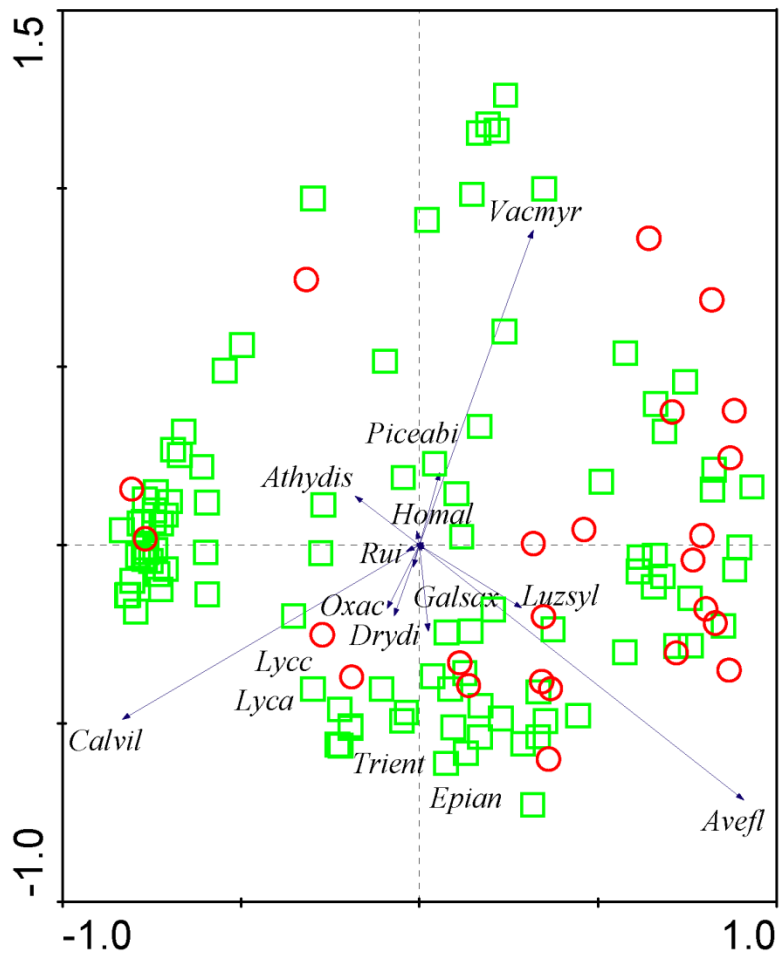
Obr. 6: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání porostních mezer a snímků 1–2 m od paty vzorníku. Červené centroidy zobrazují porostní mezery, zelené zobrazují snímky u vzorníků (1–2 m od paty stromu). Význam zkratek je shodný s obr. 4.

Následující diagram (obr. 7) zobrazuje porovnání snímků z porostních mezer, které jsou rozdělené podle velikosti, a snímků u vzorníkových stromů společenstva *Calamagrostio villosae-Piceetum*. Malé porostní mezery měly rozlohu menší než 70 m², střední mají rozlohu 70–120 m², velké porostní mezery jsou nad 120 m². Z diagramu je patrné, že *Picea abies* se nachází v kladném gradientu první osy, v záporném gradientu první osy je *Calamagrostis villosa*. *Luzula sylvatica* se nachází v kladném gradientu druhé osy, v záporném gradientu jsou druhy jako *Galium saxatile*, *Homogyne alpina*, *Vaccinium myrtillus*, a další. Porostní mezery, které jsou menší než 70 m², se nacházejí převážně v záporném gradientu druhé osy společně s plochami u vzorníkových stromů. Porostní mezery větší než 70 m² jsou v diagramu rozptýleny, vykazují tak vyšší variabilitu.



Obr. 7: Ordinační diagram analýzy PCA – porovnání snímků u vzorníkových stromů (0-1 m od stromu) s porostními mezerami dle velikosti. Červené centroidy zobrazují porostní mezery do 70 m², fialové centroidy porostní mezery o rozloze 70–120 m², zelené centroidy porostní mezery nad 120 m², žluté centroidy jsou plochy u vzorníků (0–1 m od paty stromu). Význam zkratk je shodný s obr. 4.

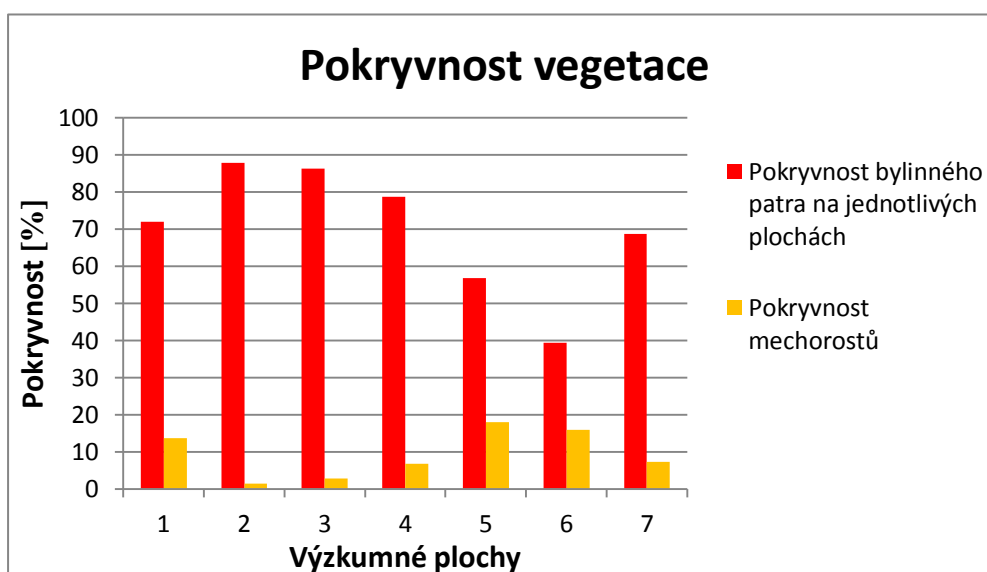
Následující ordinační diagram (obr. 8) znázorňuje porovnání snímků u vzorníkových stromů a podkápek. První dvě osy diagramu postihují 50,4 % celkové variability souboru. Ve směru kladného gradientu první osy se nachází *Avenella flexuosa* a *Luzula sylvatica*. *Vaccinium myrtillus* jde ve směru kladného gradientu druhé osy na rozdíl od druhu *Calamagrostis villosa*, která se nachází ve směru záporného gradientu. Snímky u vzorníkových stromů dominují ve směru záporného gradientu druhé osy, na druhou stranu snímky, které se nacházely u podkápek, jsou rozmístěny zejména ve směru kladného gradientu první osy. Rozdíl mezi sledovanými skupinami druhů se při dodatečném testování ukázal jako statisticky významný ($p = 0,005$, koeficient determinace = 9 %).



Obr. 8: Ordinační diagram analýzy PCA - porovnání snímků u vybraných vzorníků (0–1m, 1–2 m od stromu) se snímky nacházejícími se pod korunami podkápek. Červené centroidy znázorňují plochy u podkápek, zelené centroidy jsou snímky u vzorníků (0–1 m, 1–2 m od paty kmene). Význam zkratek je shodný s obr. 4.

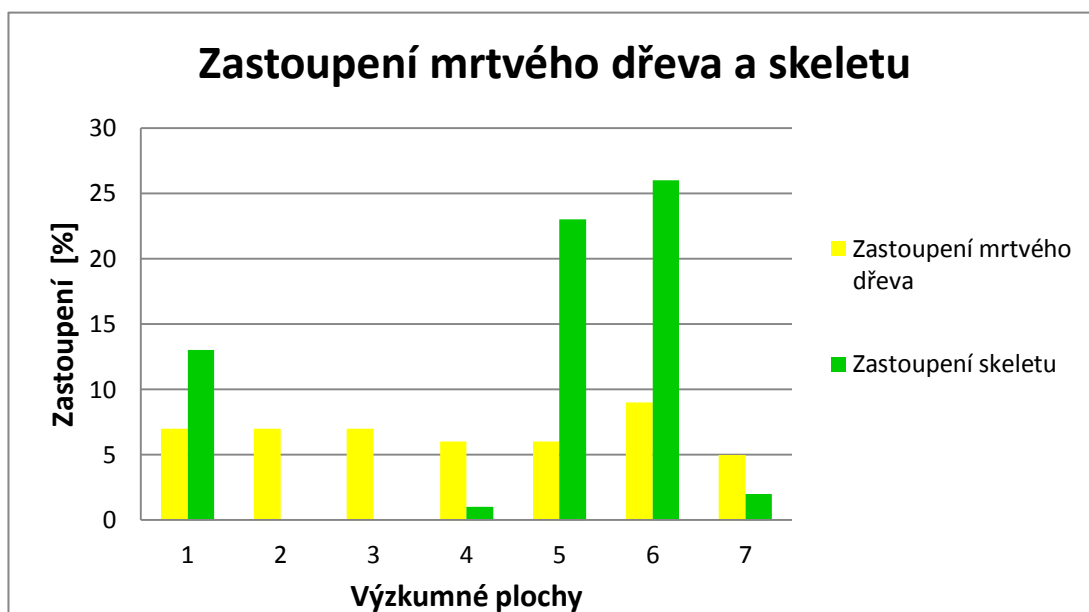
5.1.4 Porovnání dílčích ploch

Z následujícího grafu (obr. 9) je patrné, že nejvyšší pokryvnost bylinného patra je na ploše číslo 2 a číslo 3. Na těchto plochách se nenacházely žádné sutě, ani vystupující skelet na povrch, proto je zde pokryvnost bylinného patra nejvyšší. Na ploše číslo 1 je pokryvnost bylinného patra 88 %, na ploše číslo 2 je pokryvnost 86 %. Na druhou stranu zde vyšla nejnižší pokryvnost mechorostů (2–3 %). Na plochách s nejvyšší pokryvností mechorostů (plocha č. 5 a 6), kde mechorosty pokrývají průměrně 16–18 %, je pokryvnost bylinného patra nejnižší. Jedná se o plochy, kde převážnou část tvoří sutě.



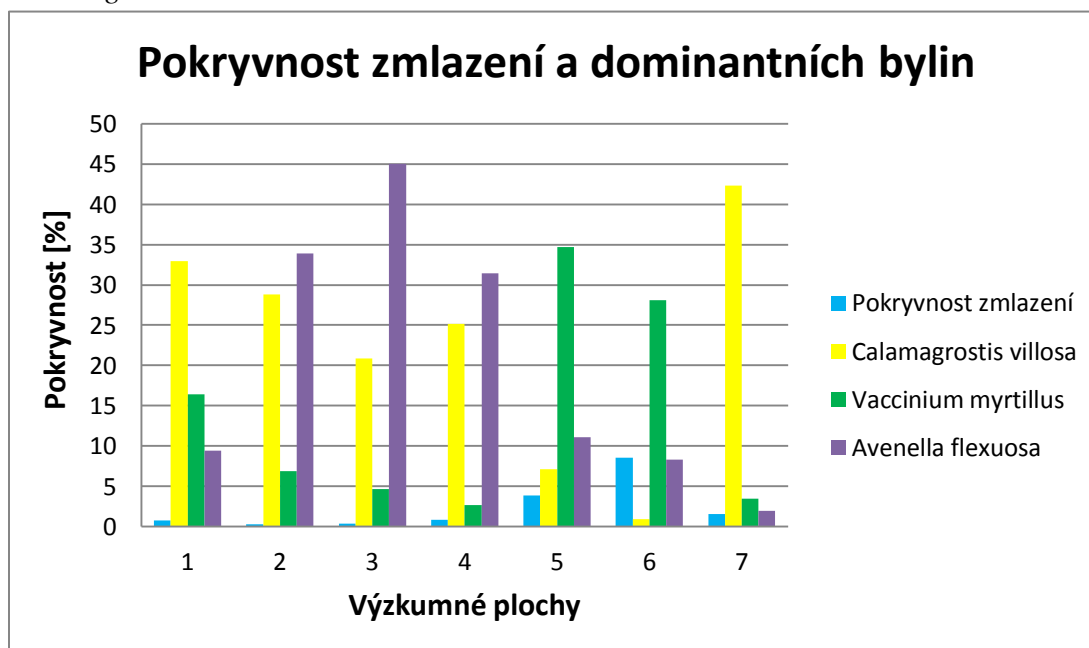
Obr. 9: Pokryvnost vegetace na výzkumných plochách

Z grafu (obr. 10) vyplývá, že procentické zastoupení mrtvého dřeva je na všech plochách přibližně stejné. Pohybuje se od 5–9 %. Největší zastoupení je na ploše číslo 6, kde je také největší zastoupení skeletu (26 %). Vysokou skeletnatost má také plocha číslo 5, kde je zastoupení 23 %. Bez viditelného skeletu jsou plochy číslo 2 a 3. Na ploše číslo 4 zaujímá skelet pouze 1 %.



Obr. 10: Zastoupení mrtvého dřeva a skeletu na výzkumných plochách

Následující graf (obr. 11) ukazuje, že zmlazení smrku ztepilého má největší pokryvnost na ploše č. 6 a ploše č. 5. Jedná se o suťové lokality, kde převažuje *Vaccinium myrtillus*. Plochy, na kterých dominuje *Calamagrostis villosa*, mají pokryvnost smrkového zmlazení nejnižší. *Avenella flexuosa* dominuje na ploše číslo 2, 3 a 4. Nejnižší zastoupení má na skalnatých plochách a na ploše číslo 1 a číslo 7, kde převládá *Calamagrostis villosa*. Na suťových plochách má větší pokryvnost než *Calamagrostis villosa*.



Obr. 11: Pokryvnost zmlazení smrku ztepilého a dominantních druhů bylinného patra

5.2 Výsledky půdních analýz

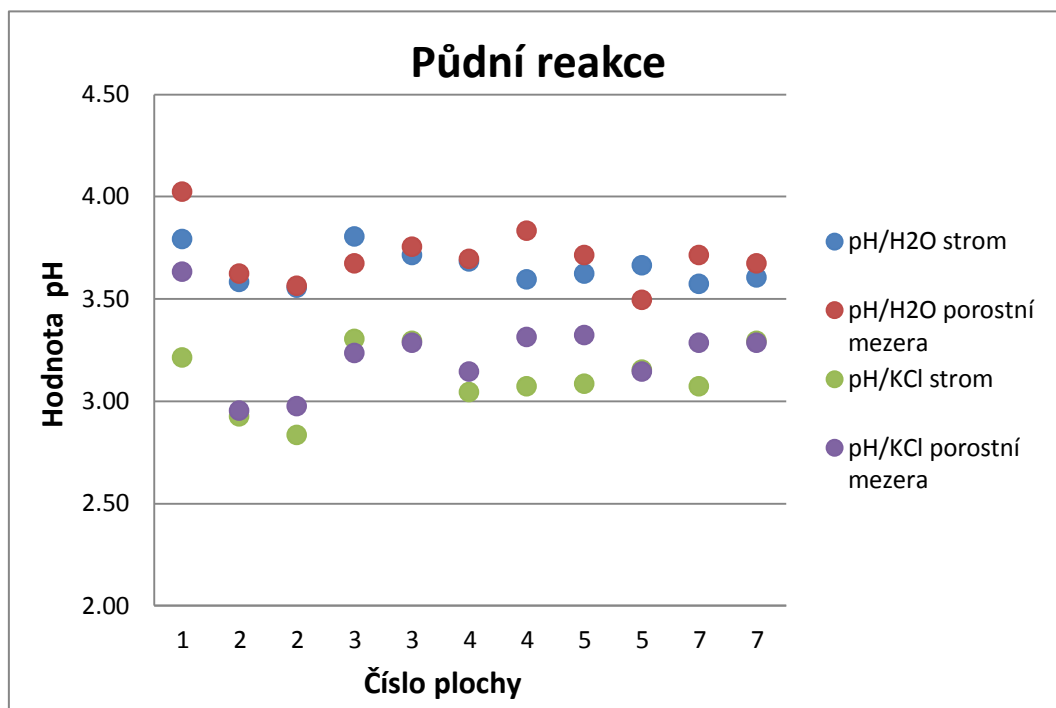
Z půdních vzorků odebíraných v terénu z organominerálního Ah horizontu byla zjišťována půdní reakce aktivní a půdní reakce potenciální výměnná (pH/H₂O a pH/KCl) a procentický podíl humusových látek. V tabulce č. 6 jsou uvedeny hodnoty pH v H₂O a pH v KCl, které byly zjištěny na jednotlivých plochách, a je zde uvedeno, zda se jedná o snímek, který se nacházel v blízkosti stromu – souše, nebo zda byl vzorek odebrán v porostní mezeře.

Tab. 6: Půdní reakce aktivní a půdní reakce potenciální výměnná - hodnocení

Číslo dílčí plochy	Číslo snímku	pH/H ₂ O	pH/KCl	Typ reakce	Lokalizace
1	14	3.79	3.21	silně kyselá	strom
1	15	4.02	3.63	silně kyselá	porostní mezera
2	36	3.58	2.92	silně - velmi silně kyselá	strom
2	52	3.55	2.83	silně - velmi silně kyselá	strom
2	41	3.62	2.95	silně - velmi silně kyselá	porostní mezera
2	56	3.56	2.97	silně - velmi silně kyselá	porostní mezera
3	73	3.80	3.30	silně kyselá	strom
3	82	3.71	3.29	silně kyselá	strom
3	77	3.67	3.23	silně kyselá	porostní mezera
3	94	3.75	3.28	silně kyselá	porostní mezera
4	122	3.68	3.04	silně kyselá	strom
4	135	3.59	3.07	silně kyselá	strom
4	112	3.69	3.14	silně kyselá	porostní mezera
4	115	3.83	3.31	silně kyselá	porostní mezera
5	141	3.62	3.08	silně kyselá	strom
5	147	3.66	3.15	silně kyselá	strom
5	142	3.71	3.32	silně kyselá	porostní mezera
5	145	3.49	3.14	silně - velmi silně kyselá	porostní mezera
7	221	3.57	3.07	silně kyselá	strom
7	242	3.60	3.29	silně kyselá	strom
7	223	3.71	3.28	silně kyselá	porostní mezera
7	228	3.67	3.28	silně kyselá	porostní mezera

Z výsledků je patrné, že půdy jsou zde silně kyselé, někdy přecházejí až k velmi silně kyselým. Nejnižší pH bylo zjištěno na ploše č. 2, která se nachází na vrcholu Blatného vrchu. V následujícím grafu (obr. 12) je znázorněná půdní reakce na jednotlivých výzkumných plochách, a to jak u souší, tak v porostních mezerách. Vzorky, které byly odebrány u vzorníkových stromů, mají pH/H₂O i pH/KCl v 5 případech nižší než vzorky v porostních mezerách, ve 4 případech byly výsledky přibližně shodné a pouze ve dvou případech vycházelo pH/H₂O i pH/KCl vyšší, než u vzorků z porostních mezer. Okolí souší se tak jeví jako mikrostanoviště s kyselejší

půdou než v porostních mezerách. Pro podrobnější vyhodnocení by však bylo zapotřebí většího souboru dat.

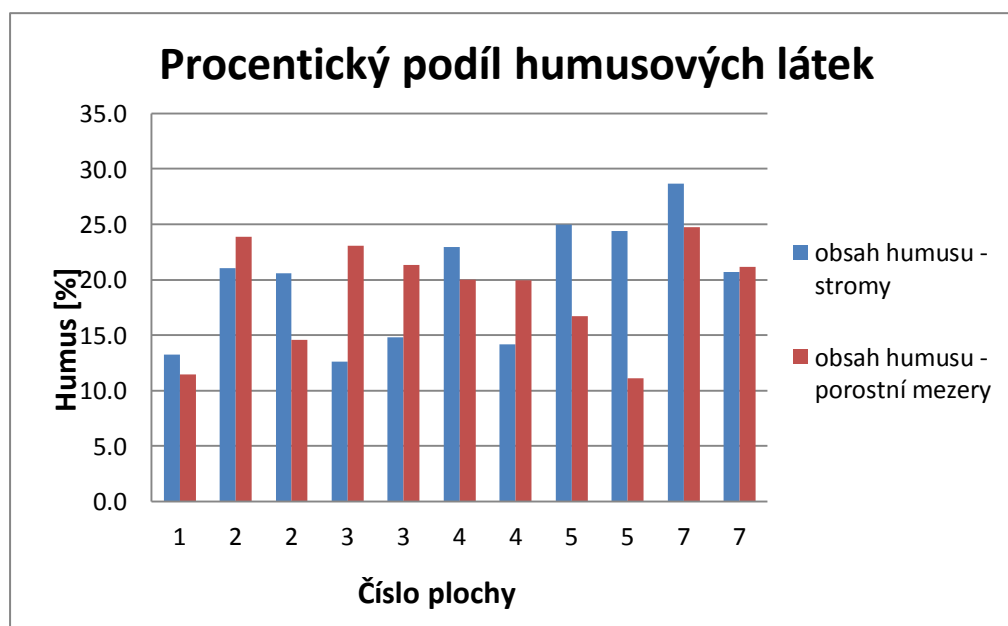


Obr. 12: Grafické znázornění půdní reakce organominerálního horizontu na snímcích u vzorníkových stromů a v porostních mezerách

V tabulce č. 7 je uveden procentický podíl humusových látek v organominerálním horizontu na jednotlivých plochách. Obsah humusu je velmi vysoký, půdní horizont Ah vyšel jako silně humózní, v některých případech jako velmi silně humózní. Nejvyšší obsah humusu byl zjištěn na ploše číslo 7 a na ploše číslo 2, nejnižší obsah humusu byl na ploše číslo 1.

Tab. 7: Stanovení ztráty žháním - hodnocení

Číslo dílčí plochy	Číslo snímku	m1 [g]	m2 [g]	humus [%]	půdní horizont	Lokalizace
1	14	3.531	3.064	13.2	silně humózní	strom
1	15	9.401	8.324	11.5	silně humózní	porostní mezera
2	36	6.851	5.411	21.0	velmi silně humózní	strom
2	52	4.815	3.825	20.6	velmi silně humózní	strom
2	41	4.138	3.15	23.9	velmi silně humózní	porostní mezera
2	56	6.163	5.266	14.6	silně humózní	porostní mezera
3	73	9.176	8.022	12.6	silně humózní	strom
3	82	6.002	5.112	14.8	silně humózní	strom
3	77	5.643	4.342	23.1	velmi silně humózní	porostní mezera
3	94	5.534	4.354	21.3	velmi silně humózní	porostní mezera
4	122	4.025	3.102	22.9	velmi silně humózní	strom
4	135	8.546	7.334	14.2	silně humózní	strom
4	112	8.262	6.61	20.0	silně humózní	porostní mezera
4	115	8.673	6.942	20.0	silně humózní	porostní mezera
5	141	6.828	5.122	25.0	velmi silně humózní	strom
5	147	5.583	4.222	24.4	velmi silně humózní	strom
5	142	7.361	6.131	16.7	silně humózní	porostní mezera
5	145	10.702	9.513	11.1	silně humózní	porostní mezera
7	221	4.202	2.998	28.7	velmi silně humózní	strom
7	242	6.289	4.987	20.7	velmi silně humózní	strom
7	223	6.673	5.024	24.7	velmi silně humózní	porostní mezera
7	228	5.393	4.251	21.2	velmi silně humózní	porostní mezera



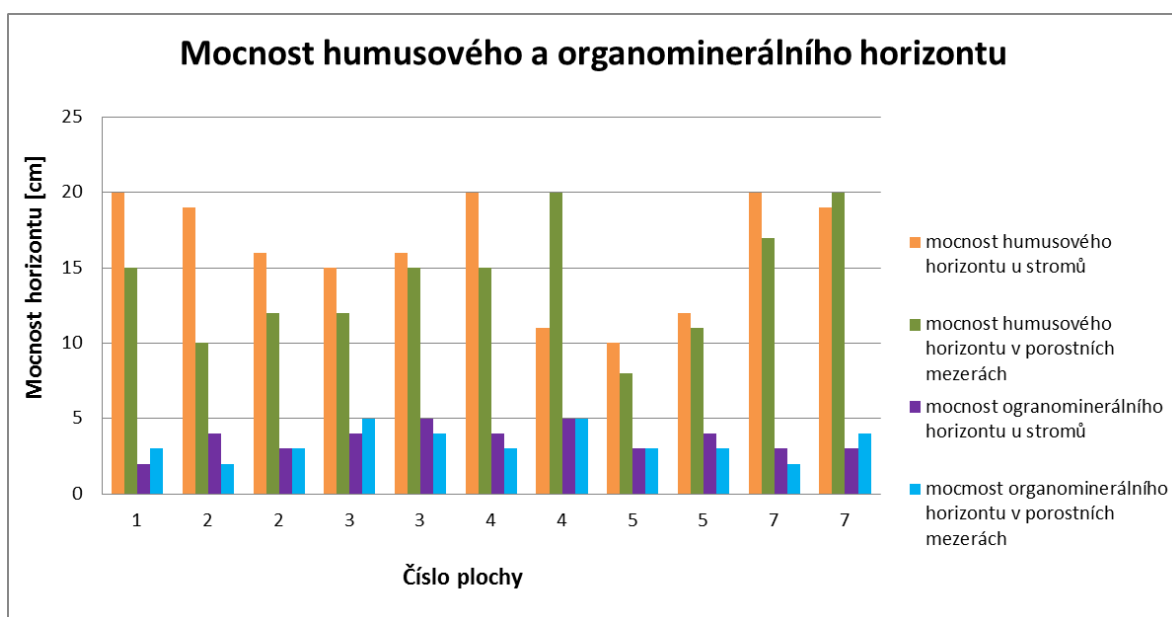
Obr. 13: Procentický podíl humusových látek v organominerálním horizontu na snímcích u vzorkových stromů a v porostních mezerách

Z předchozího grafu (obr. 13) je patrné, že obsah humusu v Ah horizontu se v případě porostních mezer a odumřelých stromů liší, ale není zde patrná žádná závislost, kterou by bylo možné interpretovat.

Tab. 8: Mocnost humusového a organominerálního horizontu na jednotlivých plochách

Číslo dílčí plochy	Číslo snímku	Horizonty		Lokalizace
		O [cm]	Ah [cm]	
1	14	20	2	strom
1	15	15	3	porostní mezera
2	36	19	4	strom
2	52	10	2	porostní mezera
2	41	12	3	porostní mezera
2	56	16	3	strom
3	73	15	4	strom
3	82	12	5	porostní mezera
3	77	16	5	strom
3	94	15	4	porostní mezera
4	122	15	3	porostní mezera
4	135	20	5	porostní mezera
4	112	20	4	strom
4	115	11	5	strom
5	141	10	3	strom
5	147	8	3	porostní mezera
5	142	11	3	porostní mezera
5	145	12	4	strom
7	221	20	3	strom
7	242	19	3	strom
7	223	17	2	porostní mezera
7	228	20	4	porostní mezera

V tabulce č. 8 je mocnost humusového a organominerálního horizontu na jednotlivých plochách. Následující graf (obr. 14) ukazuje, že na většině ploch je mocnost humusového horizontu větší u odumřelých stromů, než v případě vzorků odebraných v porostních mezerách. Závislost mocnosti organominerálního horizontu na lokalizaci u stromu nebo v porostní mezeře není dle naměřených hodnot patrná.



Obr. 14: Mocnost humusového a organominerálního horizontu u stromů a v porostních mezerách

6. Diskuze

Diplomová práce měla za cíl zhodnotit, zda bylinné patro horského smrkového lesa na Šumavě je i po 20 letech od odumření hlavní úrovně porostu determinováno prostorovou strukturou před disturbancí. Ze získaných dat bylo prokázáno, že bylinné patro v okolí souší se vyvíjí odlišně od někdejších porostních mezer, avšak rozdíl již není příliš výrazný, ale pořád je statisticky významný. Bylinné patro na výzkumných plochách je velmi chudé, celkem bylo zaznamenáno 18 druhů bylinného patra, které jsou typické pro společenstvo třtinových smrčín (*Calamagrostio villosae-Piceetum*) (Neuhäuslová a kol. 1998). Chytrý a kol. 2013 vylišuje v rámci společenstva *Calamagrostio villosae-Piceetum* skeletnatou variantu s játrovkou - *Anastrepta occidentalis*, což je společenstvo na chladných volných sutích, často v inverzních stanovištích, se smrkem nižšího vzrůstu. Neuhäuslová a Eltsova (2003) řadí sutě s výskytem játrovky do asociace *Anastrepto-Piceetum* a volné suť do asociace *Drypterido dilatatae-Picetuum*. Sutě pokryté humusem řadí mezi subasociaci třtinových smrčín - *Calamagrostio villosae-Piceetum typicum*, varianta *Vaccinosum*. Na neskeletnatých plochách můžeme najít variantu *Athyriosum*, na podmáčených plochách asociaci *Equiseto sylvaticii-Piceetum abietis* (Chytrý a kol. 2013).

Z výsledků je patrné, že nejvýznamnější vliv na strukturu bylinného patra mají stanovištní poměry, zejména přítomnost skeletu na plochách. Skeletnaté plochy vykazovaly vyšší pokryvnost druhu *Vaccinium myrtillus* a nejnižší pokryvnost druhu *Calamagrostis villosa*, což odpovídá fytoecologické klasifikaci (Neuhäuslová a kol. 1998). *Vaccinium myrtillus* roste na chudých, kamenitých a kyselých půdách na rozdíl od jiných druhů, jelikož zde nemá konkurenci třtiny chloupkaté. Na dominanci *Vaccinium myrtillus* na kamenitých stanovištích upozorňuje také Soukupová a Rauch (1999). *Avenella flexuosa* se na skeletnatých plochách nacházela rovněž ve vyšší pokryvnosti než *Calamagrostis villosa*, která pro svůj růst potřebuje hlubší půdy, kde tvoří dlouhé plazivé oddenky (Dostál 1989), což zde není možné z důvodu vzduchových kapes. Vlivu stanovištních poměrů na dominantní druhy bylin si ve své práci všímá také Vávrová a kol. (2009). Druh *Avenella flexuosa* považuje za nejvíce adaptivní z hlediska mikrostanovištních podmínek. Protože skeletnaté plochy jsou odlišné od ploch bez skeletu, byla tato společenstva hodnocena samostatně.

Výsledky také ukazují, že na plochách se zvýšeným množstvím skeletu byla zjištěna vyšší pokryvnost mechorostů. Mechorosty pokrývají sutě na rozdíl od bylinného patra, které má na suťových plochách z důvodu nedostatku humusu nejnižší pokryvnost. Názory na příznivý vliv mechů při klíčení semenáčků smrku se liší. Jonášová a Prach (2004) považují mechy za vhodná stanoviště pro klíčení na rozdíl od Hörnberga a kol. Zastoupení mrtvého dřeva je na všech plochách obdobné a není ovlivněno stanovištními poměry.

Převládajícími druhy na lokalitách byly *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus*. Dle Novákové a Jonášové (2015) jsou *Avenella flexuosa* a *Calamagrostis villosa* dominantními druhy holin. *Calamagrostis villosa* podle výsledků nevykazuje věrnost k žádnému mikrostanovišti společenstva asociace *Calamagrostio villosae-Piceetum*. Nachází se hojně jak v porostních mezerách, tak u souší. Snímky, na kterých *Calamagrostis villosa* převládá, jsou si velmi podobné a dochází tak k vyrovnání rozdílů mezi někdejší porostní mezerou a plochami pod bývalou hlavní úrovní porostu. Tyto fytoecologické snímky pak vytváří shluk centroidů v ordinačním diagramu analýzy PCA. Podle Pyška (1993) dochází k intenzivnějšímu růstu druhu *Calamagrostis villosa* již při prvních stádiích rozpadu porostu, postupně pak dochází k dalšímu rozšiřování, zejména v porostních mezerách, proto se třtina postupně rozšiřuje do všech stanovišť. Výjimku tvoří plochy s vysokým zastoupením skeletu, kde je *Calamagrostis villosa* nahrazena druhem *Vaccinium myrtillus*. Podle výsledků převládá *Avenella flexuosa* nad druhem *Calamagrostis villosa* celkem na třech plochách (plocha číslo 2, 3, 4). Vyšší pokryvnost druhu *Avenella flexuosa* na některých výzkumných lokalitách může být způsobena postupným vytlačováním třtiny chloupkaté, která má dle Soukupové a kol. (1998) životní cyklus sedm až osm let a poté dochází k postupnému nahrazování druhem *Avenella flexuosa* (Pyšek 1994).

Podle ordinačních diagramů analýzy PCA je patrné, že snímky v porostních mezerách vykazují vyšší variabilitu, než snímky u vzorníkových stromů. Snímky, které se nacházely v někdejších porostních mezerách menších než 70 m², vykazují podobnost s plochami u vzorníkových stromů, protože tyto plochy byly více ovlivněny někdejší strukturou porostu na rozdíl od porostních mezer, které mají rozlohu nad 70 m² a jsou více vystaveny otevřenému korunovému zápoji. Fytoecologické snímky nacházející se

v porostních mezerách o větší rozloze jsou více variabilní. Rozdíl v struktuře vegetace v závislosti na velikosti porostní mezery uvádí také Holeksa (2003), který porovnává porostní mezery menší než 50 m² a větší než 50 m². Bylo zjištěno, že v porostních mezerách se nejčastěji vyskytuje *Luzula sylvatica* a *Gallium saxatile* na rozdíl od snímků u vzorníkových stromů, kde vykazuje největší věrnost *Epilobium angustifolium*, *Oxalis acetosella*, *Dryopteris dilatata*, *Rubus idaeus*, *Avenella flexuosa*, *Trientalis europaea* a *Vaccinium myrtillus*. Dle Holeksy (2003) mezi byliny, které rostou jen zřídka mimo porostní zápoj, patří: *Dryopteris dilatata*, *Luzula sylvatica* a *Oxalis acetosella*. *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* jsou druhy, které se objevují, jak pod porostním zápojem, tak v porostních mezerách, zatímco *Athyrium distentifolium*, *Calamagrostis villosa* a *Rubus idaeus* nevyhledávají zastíněné plochy pod porostním zápojem (Holeksa 2003). Nováková a Jonášová (2015) uvádějí, že *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata* a *Trientalis europaea* se nacházejí v odumřelých lesích, ale nevyhledávají holiny, *Vaccinium myrtillus* je v případě holosečí nahrazena druhem *Luzula sylvatica*.

Snímky, které se nacházely 0–1 m od paty vzorníku se příliš neliší od snímků, které jsou 1–2 m od paty kmene. Druhy věrné k jednotlivým stanovištím jsou stejné, ale dochází k snížení hodnoty fidelity, což je zřejmě způsobeno větší vzdáleností od paty souše, protože se vzrůstající vzdáleností postupně mizí rozdíly mezi porostní mezerou a mikrostanovištěm přímo u souše.

V práci byla také zkoumána podobnost snímků u vzorníkových stromů a snímků u přeživších podúrovňových smrků, které na plochách zůstaly po disturbanci porostu lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*). Z výsledků je patrné, že plochy se od sebe liší. Snímky pod korunami živých jedinců někdejší podúrovně jsou více stíněné, než je tomu v případě vzorníkových stromů, kde došlo k defoliaci před 20 lety a plošky jsou vystaveny více slunečnímu záření a jinému vlhkostnímu režimu. Na rozdíl od vzorníkových stromů fidelitu k podúrovňovým jedincům vykazovaly druhy *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus*, které často pokrývají stanoviště pod korunami stromů téměř bez přízemní vegetace (Vávrová 2009). V případě vzorníkových stromů mezi druhy s nejvyšší fidelitou patřily: *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata* a *Oxalis acetosella*. Struktura bylinného patra pod živými jedinci někdejší podúrovně je zřejmě

nejbližší stavu, který na lokalitě panoval před disturbancí. U souší je struktura bylinného patra výsledkem sukcese, která nastala po rozpadu porostu.

Z výsledků je patrné, že *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* se nachází spíše na ploškách u podúrovňových jedinců a snímků u souší ve vzdálenosti 0–1 m od paty kmene, což může vykazovat jistou podobnost mikrostanovišť. *Avenella flexuosa* vyhledává stanoviště pod nepoškozenými korunami smrků, na rozdíl od *Calamagrostis villosa* (Pyšek 1992). *Vaccinium myrtillus* je typickým druhem a průvodcem smrku v subalpínských jehličnatých lesích kyselých stanovišť (Baier a kol. 2007).

Z hlediska zmlazení byl zaznamenán smrk ztepilý (*Picea abies*) a velmi zřídka jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), který zde zřejmě podléhá vysokému tlaku zvěře. Podle výsledků se zmlazení smrku ztepilého častěji nachází u stojících souší, což může být způsobeno lepšími vlhkostními podmínkami a vyšším obsahem humusu. Jedinci se shlukují na stanovištích s příznivými podmínkami pro růst (Baier a kol. 2007). Lepší podmínky pro obnovu smrku ztepilého u paty kmene uvádí také Janda a kol. (2007) a Vacek (1982). Nejvyšší pokryvnost smrkového zmlazení (*Picea abies*) byla zjištěna na suťových plochách. Stanoviště s dominancí trav jsou nepříznivé pro uchycení a růst zmlazení, proto zde dochází k redukci semenáčků (Jonášová, Prach 2004). Suťové plochy bez třtiny chloupkaté se proto zdají být vhodnější pro klíčení a růst semenáčků, není zde tak velká konkurence a přítomnost skeletu na povrchu narušuje celistvost drnu, což umožňuje lepší uchycení semen smrku. Autoři (Hanssen 2002; Jonášová a Prach 2004) přisuzují porostu *Vaccinium myrtillus* negativní vliv na přirozenou obnovu smrku ztepilého, což zde nebylo prokázáno.

Z půdních rozborů je patrné, že se na výzkumných plochách nacházejí silně kyselé až velmi silně kyselé půdy. V případě vzorků, které byly odebrány u vzorníkových stromů, byla zjištěna hodnota pH nižší než v porostních mezerách. Půda pod někdejším smrkovým porostem se tak zdá být kyselejší. Mocnost humusového horizontu je rovněž větší u odumřelých stromů než v porostních mezerách, což může být způsobeno akumulací kyselého smrkového opadu v průběhu let, který půdu okyseluje a zvyšuje tak množství nahromaděného humusu (Bernier a kol. 1993). Valtera a kol. (2013) rovněž uvádějí, že organické horizonty jsou ovlivněny dynamikou stromů hlavní úrovně, což může být patrné i po 20 letech od odumření porostu. Pro detailnější vyhodnocení by však bylo zapotřebí odebrat větší množství půdních vzorků. Obsah

humusu v organominerálním horizontu se v případě porostních mezer a odumřelých stromů příliš liší, ale není zde zjištěna žádná závislost. Čím se nachází horizont hlouběji pod půdním povrchem, tím méně je ovlivňován okolními vlivy (Jabiol a kol. 2004). Podle výsledků se jedná o půdy silně humózní až velmi silně humózní. Vysoký obsah humusu však může být způsoben kontaminací vzorků organickým horizontem, k čemuž mohlo dojít během odběru.

Předpokládaný budoucí vývoj

Na výzkumných plochách je patrné, že dochází k sukcesi bylinného patra, protože otevření korunového zápoje způsobilo změnu světelných, teplotních a vlhkostních podmínek (Holeksa 2003), ale je zde pořád vazba na někdejší strukturu porostu. V případě holosečí by došlo k velmi výrazné změně stanovištních podmínek, což by způsobilo likvidaci některých druhů bylinného patra a došlo by také k narušení vazby na původní strukturu odumřelého porostu. Změny ve složení bylinné vegetace popisuje Jonášová (2013), zejména rozrůstání třtiny chloupkaté, která znemožňuje obnovu smrku ztepilého (*Picea abies*). V dalších letech lze podle Van Roona (1993) očekávat, že díky probíhající sukcesi bude docházet k ústupu druhu *Calamagrostis villosa*, kterou nahradí *Avenella flexuosa*, což Chumanová-Vávrová a kol. (2015) považují za počátek regenerace porostu. Dominance druhu *Avenella flexuosa* je již v současnosti na některých plochách patrná.

V rámci této práce nebyla přímo zjišťována věková struktura zmlazujícího se porostu, ale na plochách je patrné, že se zde nachází jedinci různého stáří. Podle Vacka, Krejčího a kol. (2008) v současné době přirozeně se obnovující porost dosahuje věku přes 20 let. Nejvyšší pokryvnost zmlazení je zejména na skeletnatých plochách a na plochách s nižší pokryvností druhu *Calamagrostis villosa*.

Z výzkumu je patrné, že stanoviště u paty odumřelého stromu vytvářejí vhodnější podmínky pro klíčení a růst semenáčků. Proto se uschlé horské smrkové porosty, které jsou ponechané bez zásahu, lépe obnovují přirozeným způsobem na rozdíl od holin, kde dochází k narušení přírodních procesů (Jonášová 2001). Domnívám se, že ponechání odumřelého porostu na ploše vytváří lepší podmínky pro obnovu, než by tomu bylo v případě holiny. Dá se očekávat, že vzniklý porost bude více etážový s rozvolněným zápojem, porostními mezerami a stabilními jedinci

s hluboko zavětvenými korunami, což je typické pro lesy v 8. LVS (Culek a kol. 1996).
Dá se předpokládat, že nově vzniklý porost bude mít podobnou prostorovou strukturu
jako porost před disturbancí.

7. Závěr

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit, zda se bylinné patro v okolí souší a v někdejších porostních mezerách vyvíjí odlišně a je i po 20 letech od odumření hlavní úrovně porostu determinováno prostorovou strukturou před disturbancí. Také byl hodnocen vliv přítomnosti skeletu na strukturu bylinného patra. Fytcenologický průzkum horských smrčín v Národním parku Šumava probíhal celkem na 7 výzkumných plochách, které se nacházely v okolí Březníku. Na každé ploše byly vytvořeny snímky o velikosti 1 m², které, byly umístěny pod souše, do porostních mezer a pod někdejší podúrovňové stromy. Také byl proveden orientační průzkum půdních poměrů, kde bylo zjišťováno pH, podíl humusových látek a mocnost humusového a organominerálního horizontu. Celkem bylo pořízeno 242 snímků, z toho 58 snímků v porostních mezerách, 126 snímků u souší a 58 snímků pod přeživšími podúrovňovými smrky a odebráno 22 půdních vzorků ze zákopků. Data byla vyhodnocena pomocí analýzy PCA a byla zjišťována hodnota fidelity k jednotlivým stanovištím. Byly porovnávány skeletnaté a neskeletnaté plochy, snímky v porostních mezerách a u souší ve vzdálenosti 0–1 m a 1–2 m od paty kmene a snímky u souší se snímky pod živými jedinci někdejší podúrovně.

Nejvýznamnější vliv na strukturu bylinného patra má zejména přítomnost skeletu na plochách. Na plochách s vyšším zastoupením skeletu dominuje *Vaccinium myrtillus*, nejnižší pokryvnost zde má *Calamagrostis villosa*. *Calamagrostis villosa* podle výsledků nevykazuje věrnost k žádnému mikrostanovišti, s výjimkou skeletnatých ploch se nachází na všech typech stanovišť a snižuje rozdíly mezi jednotlivými snímky. Výsledky hodnocení ukazují, že mikrostanoviště u stojících souší se i po 20 letech liší od stanovišť v porostních mezerách, i když rozdíl je málo výrazný, ale detekovatelný. V porostních mezerách byla častěji zjištěna *Luzula sylvatica* a *Homogyne alpina* na rozdíl od ploch u souší, kde nejvyšší fidelitu vykazuje *Epilobium angustifolium*, *Oxalis acetosella* a *Dryopteris dilatata*. Porostní mezery o rozloze menší než 70 m² vykazovaly podobnost s plochami u vzorníkových stromů, na rozdíl od mezer o rozloze větší než 70 m², které vykazovaly vyšší variabilitu. Při porovnání snímků u někdejších podúrovňových jedinců se snímky u souší (0–1 m a 1–2 m od paty kmene) bylo zjištěno, že u podúrovňových jedinců se častěji vyskytuje *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus*, na rozdíl od snímků u souší, kde vykazují fidelitu druhy

Athyrium distentifolium, *Dryopteris dilatata* a *Oxalis acetosella*. Je zde však podobnost se snímky u souší, které se nachází 0–1 m od paty kmene, kde rovněž vykazuje fidelitu *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus*. Z pohledu zmlazení výsledky ukazují, že smrk ztepilý (*Picea abies*) vyhledává častěji plochy u stojících souší, zejména na skeletnatých stanovištích, kde se nenachází *Calamagrostis villosa*. Podle pedologických analýz jsou půdy na lokalitách silně kyselé až velmi silně kyselé, půda odebraná u vzorníkových souší se jeví kyselejší než v někdejších porostních mezerách. Mocnost humusového horizontu je rovněž vyšší u odumřelých stromů.

Z výsledků se dá usuzovat, že v porostech, ve kterých neproběhla těžba holou sečí, je bylinné patro i po 20 letech po disturbanci determinováno prostorovou strukturou porostu, která zde byla před disturbancí. Také lze vyvodit, že ponechané souše mají pozitivní vliv na přirozenou obnovu smrkového porostu, protože vytváří odlišné mikrostanoviště u paty kmene. Z toho vyplývá, že pro obnovu přirozených horských smrčín v 8. LVS mají odumřelé rozkládající se souše pozitivní vliv, na rozdíl od holosečí, které by způsobily výraznou změnu stanovištních podmínek.

8. Summary

The aim of this thesis was to evaluate, whether herb-layer vegetation around dead standing trees and former canopy gaps had been developing differently and whether it was, even after 20 years since the necrosis of general level of the upper canopy, determined by a spatial structure before disturbances. Also the effect of rocks on structure of herb-layer vegetation was evaluated. The phytocenological research of mountain Norway spruce forest in the Šumava National Park took place in 7 areas, which were located in the surroundings of Březník. In each area the phytocenological relevés in the size of one square meter were made. The relevés were placed under dead standing tree, in canopy gaps and under former subdominant trees. Moreover, a tentative research of soil conditions was conducted in order to determine pH, the extent of humic substances and depth of humus horizon and humic-mineral horizon. In total 242 relevés were made – 58 relevés in canopy gaps, 126 relevés under dead standing trees and 58 relevés under former subdominant trees. Also 22 soil samples from soil pits were collected. The PCA analysis was used to evaluate the data and values of fidelity for individual habitats were determined. Relevés in rocky areas and non-rocky, relevés in canopy gaps and under dead standing tree, relevés under dead standing tree and under former subdominant trees were compared.

The presence of rocks in the area influenced the herb layer vegetation the most. In the area where quantity of rocks is higher, *Vaccinium myrtillus* dominates and *Calamagrostis villosa* is the least represented plant. According to the results *Calamagrostis villosa* does not show any fidelity of microhabitats. With the exception of rocky areas, it is present in all types of habitats, and it reduces the differences between individual relevés. The results indicate that microhabitats under dead standing tree differ from microhabitats in canopy gaps even after 20 years after disturbance. However the difference is not very significant, but it is still distinguishable. In canopy gaps, *Luzula sylvatica* and *Homogyne alpina* were found more often compared areas under dead standing trees, where *Epilobium angustifolium*, *Oxalis acetosella* and *Dryopteris dilatata* indicate the highest fidelity. The canopy gaps smaller than 70 m² indicated similarity with areas around sampler trees. In contrast of canopy gaps larger than 70 m², showed higher variability. When comparing the relevés by subdominant trees and relevés by dead standing tree, it was determined that *Avenella flexuosa* and

Vaccinium myrtillus grow more often under subdominant trees than by dead standing tree tree, where *Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata* and *Oxalis acetosella* show fidelity. However, there is a similarity with the releves by the dead standing tree, which are located 0–1 m from the base of at trunk. The results indicate that regeneration of Norway spruce is more common in habitat under deads standing tree, especially in rocky areas, where *Calamagrostis villosa* does not grow. According to the soil analyzes, the soils in the research areas are strongly acidic - the soil which was under dead standing tree seems to be more acidic than the former canopy gaps.

According to the results, we can deduce that in the canopy where the clear cut did not take place, the herb-layer vegetation is even after 20 years since diturb determined by the general level of the upper canopy. Also, it can be concluded that dead standing tree have a positive influence on natural regeneration of spruce forest because it creates different microhabitat at the base of the trunk. Dead standing decomposing trees have a positive effect on natural regeneration of mountain spruce forest in 8. VT (vegetation tiers) instead of clear cut, which would cause a significant change in habitat conditions.

9. Zdroje

- AMBROS, Z. 2003. Praktikum geobiocenologie. Skriptum, MZLU v Brně, Brno, 97 s.
- ANDĚRA, M. A KOL. 2003. Šumava – příroda, historie, život. Praha, Baset, 800 s.
- AOPK ČR. 2013. MapoMat. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. [online] citováno 10. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://mapy.nature.cz/>>
- BAČE, R., JANDA, P., SVOBODA, M. 2009. Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí. *Silva Gabreta*, 15 (1). 67–84.
- BAIER, R. A KOL. 2007. Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* L.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forest of Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, 126. 11–22.
- BERNIER, N. A KOL. 1993. Comparative study of soil organic layers in two bilberry-spruce forest stands (*Vaccinion-Piceeta*). Relation to Forest Dynamics. *Geoderma*, 59. 89–109.
- BRANG, P. 1998. Early seedling establishment of *Picea abies* in small forest gaps in the Swiss Alps. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 (8). 626–639.
- BUČEK, A., LACINA, J. 1999. Geobiocenologie II. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 240 s.
- CULEK, M. A KOL. 1996. Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma, 347 s.
- ČADA, V., SVOBODA, M., JANDA, P. 2013. Dendrochronological reconstruction of the disturbance history and past development of the mountain Norway spruce in the Bohemian Forest, central Europe. *Forest Ecology and Management*, 295. 59–68.
- ČADA, V. A KOL. 2013. Dynamika horských smrčín na Šumavě. *Živa*, 5. 213–216.
- ČADA, V. A KOL. 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 363. 169–178.

- ČERVENKA, J., BAČE, R., SVOBODA, M. 2014. Stnad-replacing disturbance does not directly alter the succession of Norway spruce regeneration on dead wood. *Journal of forest science*, 60 (10). 417–424.
- ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA. 2014. Geologická mapa 1 : 50 000. Arcdata Praha. [online] citováno 10. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <http://mapy.geology.cz/geocr_50/?center=-819993,-1149781&scale=200000>
- ČÍŽEK, J. 2009. Hájenka na Březníku. Hrady. cz. [online] citováno 10. února 2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.hrady.cz/index.php?OID=8420>>
- ČÍŽKOVÁ, P. A KOL. 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.
- DEMEK, J. 1987. *Obecná geomorfologie*. Praha, Academia, 476 s.
- DOSTÁL, J. 1989. *Nová květena ČSSR 1,2*. Praha, Academia, 1548 s.
- FISCHER, A. A KOL. 2002. Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems after storm events. *Folia Geobotanica*, 37. 17–32.
- GEOPORTAL – NÁRODNÍ PARK ŠUMAVA. 2016. Geosense. [online] citováno 11. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://gp1.cleerio.cz/np-sumava/>>
- GUBKA, K. 2006. Effect of the altitude change on the structure of the soil protective and anti-erosive function. In: *Stabilization of forest functions in biotopes disturbed by anthropogenic activity*, Proceedings of conference in Opočno, 537–544.
- HANSSSEN, K. H. 2002. Effects of seedbed substrate on regeneration of *Picea abies* from seeds. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17. 511–521.
- HARMON, M. E. 1989. Retention of needles and seeds on logs in *Pecea sitchensis* – *Tsuga heterophylla* forests of coastal Oregon and Washington. *Can. J. Bot*, 67. 1833–1837.
- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70. 48–59.
- HAVIRA, M., ČADA, V., SVOBODA, M. 2016. Struktura přirozené horské smrčiny v závislosti na věku, nadmořské výšce a expozici. *Zprávy lesnického výzkumu*, 61 (3). 159–167.

- HENNEKENS, S., SCHAMINÉE, J. H. J. 2001. Turboveg, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12. 589–591.
- HOFMEISTER, J., SVOBODA, M. 2007. Samovolný vývoj horských lesů – odpovědný přístup k ochraně přírody, či nezodpovědný experiment. *Lesnická práce*, 2007. 5. 13–15.
- HOLEKSA, J. 2003. Relationship between field-layer vegetation and canopy openings in a Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*, 168. 57–67.
- HOLEKSA, J. A KOL. 2007. Changes of a subalpine spruce forest in the tatra National Park in 1973–2002. *Sylvan*, 151. 29–40.
- HOLEKSA, P. A KOL. 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 38. 415–428.
- HÖRNBERG, G. A KOL. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 27. 1015–1023.
- HUBENÝ, P. A KOL. 2013. CHKO Šumava Padesátiletá. Vimperk, Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, 224 s.
- CHUMANOVÁ-VÁVROVÁ, E. A KOL. 2015. Spatial and temporal patterns of ground vegetation dominants in mountain spruce forests damaged by sulphur air pollution (Giant Mountains, Czech Republic). *Boreal environment research*, 20. 620–636.
- CHYTRÝ, M. A KOL. 2010. Katalog biotopů České republiky. 2. vyd. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 445 s.
- CHYTRÝ, M. A KOL. 2013. Vegetace České republiky, 4. díl – Lesní a křovinná vegetace. Praha, Academia, 551 s.
- JABIOL, B. A KOL. 2004. Towards an European classification of terrestrial humus forms. Eurosil Congress, 4–12 September 2004. [online] citováno 1. dubna 2017. Dostupné na World Wide Web: <http://www2.alterra.wur.nl/internet/webdocs/Internet/Bodem/freiburg_fullpap.pdf>
- JANDA, P. 2015. Dendrochronologický průzkum v oblasti Březníku. Nепublikováno

- JANDA, P., BAČE, R., SVOBODA, M. 2007. Význam mikrostanovišť pro obnovu v horském smrkovém lese na Trojmezí. Srní, [online] citováno 2. dubna 2017. Dostupné na World Wide Web: <http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/ASV2007_099.pdf>
- JELÍNEK, J. 2005. Od jihočeských pralesů k hospodářským lesům Šumavy. Praha, Ministerstvo zemědělství České republiky, Úsek lesního hospodářství, 124 s.
- JONÁŠOVÁ, M. 2001. Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým. Aktuality šumavského výzkumu. 161–164.
- JONÁŠOVÁ, M. 2004. Zmlazení dřevin v horských smrčinách odumřelých po napadení lýkožroutem smrkovým. Aktuality šumavského výzkumu II, 265–269.
- JONÁŠOVÁ, M. 2013. Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. Živa, 5. 216–219.
- 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 (1). 15–27.
- JONÁŠOVÁ, M., PRACH, K. 2005. Jak by měl vypadat přirozený smrkový les a jeho dynamika. Šumava – podzim, 6–8.
- KINDLMANN, P. A KOL. 2012. Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody. Praha, Karolinum, 325 s.
- KINTZL, E., FISCHER, J. 2015. Zmizelá Šumava. Zlín, Kniha Zlín, 156 s.
- KORPEL', Š. 1989. Pralesy Slovenska. Veda – Slovenská akadémia vied, Bratislava, 328 s.
- KORPEL', Š. 1991. Pestovanie lesa. Bratislava, Príroda, 465 s.
- KOUTECKÝ, T. A KOL. 2013. Záchranný dendrochronologický průzkum odumřelých lesních porostů v karu Plešného jezera – závěrečná zpráva projektu
- KOUTECKÝ, T. A KOL. 2015. Dendrochronologický průzkum odumřelých přirozených smrčín v horských polohách Šumavy – závěrečná zpráva
- KUBÁT, K. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Praha, Academia, 927 s.

- KUNSKÝ, J. 1968. Fyzický zeměpis Československa. Praha, Státní pedagogické nakladatelství, 537 s.
- LEPŠOVÁ, A. 2001. Význam ektomykorhiz v přirozené obnově smrku na lokalitách s různým dopadem po žíru kůrovce. Aktuality šumavského výzkumu, 138–142.
- MAPOVÝ PORTÁL – MAPY.CZ. 2017. [online] citováno 17. března 2017. Dostupné na World Wide Web: <<https://mapy.cz/turisticka?x=15.9015844&y=49.1860927&z=1>>
- MATĚJKA, K. 2011. Rozbor průběhu počasí na Churáňově (Šumava) v období 1983–2010. Praha, [online] citováno 30. ledna 2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.infodatasys.cz/climate/churanov1983-2011.pdf>>
- MATĚJKA, K. 2013. Dynamika lesa a krajiny jako podklad pro zonaci národního parku, aneb co chceme od ochrany přírody v NP. Praha, [online] citováno 6. února 2017. Dostupné na World Wide Web: <http://www.infodatasys.cz/public/Lesnik21_2013km.pdf>
- MAUBON, M. A KOL. 1995. Dynamics of *Vaccinium myrtillus* patches in mountain spruce forest. J. Veg. Sci., 6. 343–348.
- MÍCHAL, I. 1983. Dynamika přírodního lesa I až IV. Živa, 31.
- MÍCHAL I. 1992. Obnova ekologické stability lesů. Academia, Praha, 172 s.
- MÍCHAL, I., PETŘÍČEK, V. A KOL. 1999. Péče o chráněná území II. Lesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR, Praha, 714 s.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. 2016. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2015. Praha, Ministerstvo zemědělství. [online] citováno 15. ledna 2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/vyrocní-a-hodnotící-zpravy/zpravy-o-stavu-zemedelstvi/>>
- NĚMEČEK, J. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. uprav. vyd. Praha, Česká zemědělská univerzita, 94 s.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z. A KOL. 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky – textová část. Praha, Academia, 341 s.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z., ELTSOVA, V. 2003. Climax spruce forests in the Bohemian Forest. Silva Gabreta, 9. 81–104.

- NEUHÄUSLOVÁ, Z. 2001. Diverzita a dynamika vegetace NP Šumava. Aktuality šumavského výzkumu, Správa NP a CHKO Šumava, 48–50.
- NOVÁKOVÁ, M., JONÁŠOVÁ, M. 2015. Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 344. 120–130.
- NP ŠUMAVA. 2016. Základní údaje. Resort životního prostředí. [online] citováno 10. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.npsumava.cz/cz/1261/skce/zakladni-udaje/#>>
- OCHRANA PŘÍRODY A KRAJINY V ČESKÉ REPUBLICE. 2016. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. [online] citováno 12. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=index&site=default_cz>
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M. A KOL. 2017. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-2. [online] citováno 28. března 2017. Dostupné na World Wide Web: <<https://cran.rproject.org/web/packages/vegan/index.html>>
- PANCER-KOTEJA, E. A KOL. 1998. Small-scale spatial pattern and size structure of *Rubus hirtus* in a canopy gap. *Sci*, 9. 755–762.
- PARSON, W. F. J. A KOL. 1994. Root gap dynamics in lodgepole pine forest: nitrogen transformations in gaps of different size. *Ecol. Appl*, 4. 354–362.
- PFEFFER, A. A KOL. 1952. Kůrovec lýkožrout smrkový a boj proti němu. Praha, Brázda, 45 s.
- PLÍVA, K. 1987. Typologický klasifikační systém ÚHÚL. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem
- PLÍVA, K. A KOL. 1983. Přehled lesních typů a jejich souborů v ČR. Lesprojekt Brandýs nad Labem.
- PODRÁZSKÝ A KOL. 1999. Přirozené zmlazení rozpadajících se smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách na území NP Šumava – předběžné výsledky. *Silva Gabreta*, 3. 155–160.

- PRŮŠA, E. 2001. Pěstování lesů na typologických základech. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 593 s.
- PYŠEK, P. 1992. Dominant species exchange during succession in reclaimed habitats: A case study from areas deforested due to air pollution. *Forest Ecology and Management*, 54. 27–44.
- PYŠEK, P. 1993. What do we know about *Calamagrostis villosa*? – A review of the species behaviour in secondary habitats. *Preslila*, 65. 1–20.
- PYŠEK, P. 1994. Effect of soil characteristics on succession in sites reclaimed after acid rain deforestation. *Ecological Engineering*, 3. 39–47.
- QUITT, E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Praha, Academia, 73 s.
- RAMMING, A. A KOL. 2006. Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 222. 123–136.
- REIF, A., PRYZBILLA, M. 1998. Regeneration der Fichte in den Hochlagen des NP Bayerischer Wald. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 8. 400–403.
- REJŠEK, K. 1999. Lesnická pedologie – cvičení. MZLU, Brno, 152 s.
- SKUHRAVÝ, V. 2002. Lýkožrout smrkový a jeho kalamity. Praha, Agrospoj, 196 s.
- SOUKUPOVÁ, L. A KOL. 1995. Soil-plant-fungi interactions in declining spruce ecosystems: An experimental study. In: Fousek, J. a kol., *Proceedings of the Int. Conf. IUCN and MAB, Mountain Nation Parks and Biosphere Reserves: Monitoring and Management*, Office of Krkonoše National Park, 55–59.
- SOUKUPOVÁ, L. A KOL. 1998. Lesní trávy a jejich endomykorrhizy v acidifikovaném prostředí horských smrčín. In: *Geoekologiczne problémy Karkonoszy, Przesieka, Poland*, 10. 15–18. 1997. *Acarus, Poznań*, 307–312.
- SOUKUPOVÁ, L., RAUCH, O. 1999. Floor vegetation and soil of acidified *Picea abies* forests in the Giant Mountains (Central Europe). *Preslia*, 71. 257–275.
- SVOBODA, M. 2005a. Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezna. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50. 33–45.

- SVOBODA, M. 2005b. Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezí ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám. *Silva Gabreta*, 11 (1). 43–62.
- SVOBODA, M. 2007a. Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku. *Srní*. [online] citováno 21. února 2017. Dostupné na World Wide Web: <http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/ASV2007_105.pdf>
- SVOBODA, M. 2007b. Les ve druhé zóně v oblasti Trojmezí není hospodářskou smrčínou: změní se management dřívě než vznikne rozsáhlá asanovaná plocha?. *Silva Gabreta*, 13. (2)
- SVOBODA, M. A KOL. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260. 707–714.
- ŠANTRŮČKOVÁ, H., VRBA, J. 2010. Co vyprávějí šumavské smrčiny – průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Vimperk, Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, 156 s.
- ŠERÁ, B. A KOL. 2000. Contribution to knowledge of natural growth and development of mountain Norway spruce seedlings. *Ekológia*, 19. 420–434.
- ŠIMEK, M. 2003. Půda 1: Neživé složky půdy, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, 102 s.
- ŠUMAVA. 2001. Geologie národních parků České republiky. Praha, Český geologický ústav
- TER BRAAK, C. J. F. ŠMILAUER, P. 2002. CANOCO relese 4. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York
- TESAŘ, V., TESAŘOVÁ, J. 1996. Odrůstání smrku s jeřábem v mladých uměle založených porostech v Krkonoších. In: *Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku*, sborník konference Opočno, 201–209.
- TICHÝ, L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci*, 13. 451–453.
- TICHÝ, L. 2004. Uživatelská příručka aneb 78 otázek a odpovědí k funkcím programu Juice. Katedra botaniky PřF MU Brno, 60 s.

- TURČÁNI, M. A KOL. 2008. Studium a optimalizace skutečné efektivity obranných opatření proti lýkožroutu smrkovému v různých gradačních fázích. Roční zpráva za rok 2008. Praha, ČZU
- UHLIAROVÁ, Š. A KOL. 1999. Mrtvá dřevní hmota a její význam pro obnovu lesa. Sborník celostátní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, 81–87.
- ÚHÚL. 2016. Katalog mapových informací – oblastní plány rozvoje lesů. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. [online] citováno 10. prosince 2016. Dostupné na World Wide Web: <<http://geoportal.uhul.cz/OPRLMapNew/> >
- VACEK, S. 1981. Vyhlídky na úspěch přirozené obnovy v ochranných horských lesích Krkonoš. Lesnická práce, 60 (3). 118–124
- VACEK, S. 1982. Ekologické aspekty dekompozice biomasy v autochtonních ochranných smrčínách. Zprávy lesnického výzkumu, 27. 5–11.
- VACEK, S., KREJČÍ, F., A KOL. 2008. Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 512 s.
- VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V. 2003. Forest ecosystems of the Šumava Mts. and their managements. Journal of Forest Science, 49. 291–301.
- VALTERA, M., ŠAMONIL, P., BOULÍK, K. 2013. Soil variability in naturally disturbed Norway spruce forests in the Carpathians: Bridging spatial scales. Forest Ecology and Management, 310. 134–146.
- VAN ROON, T. 1993. Spontaneous regeneration of trees in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. Ms. Department fo Forest, Agricultural University of Wageningen, 22 s.
- VÁVROVÁ, E. 2009. Dynamika přízemní vegetace a přirozená generativní obnova smrku ztepilého v horských smrčínách Krkonoš v období po výrazném snížení emisí SO₂. Praha, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí, 134 s.
- VÁVROVÁ, E. A KOL. 2009. Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) forest recovering after air pollution stress impact. Plant Ecol, 205. 305–321.

- VAVŘÍČEK, D., KUČERA, A. 2015. Lesnická pedologie pro posluchače LDF Mendelu v Brně, Ústav geologie a pedologie, 184 s.
- VIEWEGH, J. 2003. Klasifikace lesních rostlinných společenstev se zaměřením na Typologický systém ÚHÚL. Praha, Česká zemědělská univerzita
- VINŠ, B. 1999. Ochrana přírody a péče o les v Národním parku Šumava. Praha, Ministerstvo životního prostředí, 55 s.
- VOSATKA M. A KOL. 1991. VAM populations in relation to grass invasion associated with forest decline. *Environmental Pollution*, 73. 263–270.
- WAYNE, P. M. A KOL. 1993. Morning vs afternoon sun patches in experimental forest gaps: consequences of temporal incongruency of resources to birch regeneration. *Oecologia*, 94. 253–243.
- WILD, J. A KOL. 2014. Spatial patterns with memory: tree regeneration after stand-replacing disturbance in *Picea abies* mountain forests. *Journal of Vegetation Science*, 25. 1327–1340.
- ZATLOUKAL, V. A KOL. 2001. Předběžné vyhodnocení stavu a vývoje přirozené obnovy v NP Šumava v prostoru Mokrůvka – Špičnick – Březnická hájenka. *Aktuality šumavského výzkumu*, 110–115.
- ZLATNÍK, A. 1976. Lesnická fytoecologie. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 495 s.
- ZYWIEC, M., LEDWON, M. 2008. Spatial and temporal patterns of rowan (*Sorbus acuparia* L.) regeneration in West Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*, 194. 283–291.

10. Seznam příloh

10.1 Fotodokumentace

Obr. 1: Ploška ve vzdálenosti 0–1 m od paty nařezaného vzorníku	I
Obr. 2: Mikrostanoviště pod živým jedincem někdejší podúrovně (plocha č. 5).....	I
Obr. 3: Porostní mezera (plocha č. 2).....	II
Obr. 4: Plocha č. 1 – pohled na suť porostlou borůvkám	II
Obr. 5: Severní svah Blatného vrchu – pohled na plochu č. 1.....	III
Obr. 6: Plocha č. 2 – pohled na nařezaný vzorník s otvorem po klínovém výřezu.....	III
Obr. 7: Plocha č. 3 – živí jedinci někdejší podúrovně.....	IV
Obr. 8: Plocha č. 4 – rozkládající se souše	IV
Obr. 9: Plocha č. 5 – sutě na Velké Mokrůvce s popadanými soušemi.....	V
Obr. 10: Plocha č. 6 – zmlazení smrku ztepilého na plochách se skeletem.....	V
Obr. 11: Plocha č. 7 – Třtinová smrčina s dominantním druhem <i>Calamagrostis villosa</i>	VI
Obr. 12: Pohled na západní svah Velké Mokrůvky.....	VI
Obr. 13: Zákopek – plocha č. 2.....	VII
Obr. 14: Snímek o velikosti 1 m ²	VII

11. Přílohy



Obr. 1: Ploška ve vzdálenosti 0–1 m od paty nařezaného vzorníku (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 2: Mikrostanoviště pod živým jedincem někdejší podúrovně (plocha č. 5) (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 3: Porostní mezera (plocha č. 2) (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 4: Plocha č. 1 – pohled na suť porostlou borůvkám (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 5: Severní svah Blatného vrchu – pohled na plochu č. 1 (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 6: Plocha č. 2 – pohled na nařezaný vzorník s otvorem po klínovém výřezu (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



*Obr. 7: Plocha č. 3 – živí jedinci někdejší podúrovně
(Foto: Pavlína Pokorná 2016)*



Obr. 8: Plocha č. 4 – rozkládající se souše (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 9: Plocha č. 5 – sutě na Velké Mokrůvce s popadanými soušemi (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 10: Plocha č. 6 – zmlazení smrku ztepilého na plochách se skeletem (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 11: Plocha č. 7 – Třetinová smrčina s dominantním druhem *Calamagrostis villosa* (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 12: Pohled na západní svah Velké Mokrůvky (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 13: Zákopek – plocha č. 2 (Foto: Pavlína Pokorná 2016)



Obr. 14: Snímek o velikosti 1 m² (Foto: Pavlína Pokorná 2016)