

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



**DRUHOVÉ SLOŽENÍ, POČETNOST A VÝŠKOVÁ STRUKTURA  
PŘIROZENÉ A UMĚLÉ OBNOVY PO PROVEDENÝCH  
ASANAČNÍCH ZÁSAZÍCH V NP ŠUMAVA**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

VEDOUCÍ PRÁCE: Ing. Radek Bače, Ph.D.

AUTOR: Tereza Burjanková

2020

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Tereza Burjanková

Environmentální vědy  
Aplikovaná ekologie

Název práce

**Druhové složení, početnost a výšková struktura přirozené a umělé obnovy po provedených asanačních zásazích v NP Šumava**

Název anglicky

**Species composition, density and height structure of natural and artificial regeneration after salvage logging in Sumava National Park**

---

### Cíle práce

Cílem bakalářské práce bude zjistit, jaká je početnost, druhové složení a výšková struktura zmlazení na zkoumané kalamitní ploše po asanačních zásazích, následujících větrné a hmyzí disturbance. Bude popsána variabilita zkoumaných vlastností obnovy v rámci zkoumané kalamitní plochy. Všechny tyto vlastnosti budou porovnány mezi skupinou umělé a skupinou přirozené obnovy. Hlavní motivací práce je zhodnocení účinnosti výsadby umělé obnovy a úspěšnosti snahy o změnu druhové skladby na zkoumaném území.

### Metodika

1. Terénní sběr dat o počtu, druhu, výšce a původu jedinců zmlazení dřevin na jedné rozsáhlé výzkumné ploše a následné porovnání s výpisem z lesnické evidence o umělé obnově.
2. Statistické zpracování dat.
3. Příprava bakalářské práce.

**Doporučený rozsah práce**

30-50 stran

**Klíčová slova**

přirozená obnova lesa, umělá výsadba, asanační těžba, přírodní disturbance, smíšený horský les

---

**Doporučené zdroje informací**

- Bače, R., Svoboda, M., Janda, P., Morrissey, R. C., Wild, J., Clear, J. L., ... & Donato, D. C. (2015). Legacy of pre-disturbance spatial pattern determines early structural diversity following severe disturbance in montane spruce forests. *PLoS one*, 10(9), e0139214.
- Leverkus, A. B., Lindenmayer, D. B., Thorn, S., & Gustafsson, L. (2018). Salvage logging in the world's forests: Interactions between natural disturbance and logging need recognition. *Global ecology and biogeography*, 27(10), 1140-1154.
- Leverkus, A. B., Rey Benayas, J. M., Castro, J., Boucher, D., Brewer, S., Collins, B. M., ... & Lindenmayer, D. B. (2018). Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services—A systematic map. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(9), 983-1000.
- Michalová, Z., Morrissey, R., Wohlgemuth, T., Bače, R., Fleischer, P., & Svoboda, M. (2017). Salvage-logging after windstorm leads to structural and functional homogenization of understory layer and delayed spruce tree recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests*, 8(3), 88.
- Wohlgemuth, T., Schwitter, R., Bebi, P., Sutter, F., & Brang, P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *European journal of forest research*, 136(5-6), 1029-1040.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2019/20 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Radek Bače, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie lesa

**Konzultant**

ing. Pavla Čížková, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2020

**prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2020

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 11. 03. 2020

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Druhové složení, početnost a výšková struktura přirozené a umělé obnovy po provedených asanačních zásazích v NP Šumava vypracovala samostatně pod vedením Ing. Radka Bače, Ph.D. Další informace a odbornou konzultaci poskytla Ing. Pavla Čížková, Ph.D. Uvedla jsem všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s elektronickou verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne .....

.....

Tereza Burjanková

## PODĚKOVÁNÍ

Mé poděkování patří zvláště Ing. Radkovi Bače Ph.D. za odborné vedení, užitečné rady i konstruktivní kritiku, za trpělivost, motivaci i ochotu, kterou mi během zpracování mé bakalářské práce věnoval. Dále bych chtěla velmi poděkovat Ing. Pavle Čížkové Ph.D. za pomoc při sběru dat a poskytnutí mnohých podkladů a informací.

## ABSTRAKT

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou přirozené a umělé obnovy na příkladu lokality smrkobukového lesního vegetačního stupně na území Národního parku Šumava, která byla zasažena vichřicí a kůrovcovou disturbancí následovanou asanační těžbou. Cílem bylo zhodnotit početnost, výškovou strukturu a druhovou skladbu přirozené a umělé obnovy a oba typy obnovy vzájemně porovnat.

Na zájmové lokalitě poblíž obce Lenora bylo založeno 11 kruhových, pravidelně rozmístěných ploch o velikosti 500 m<sup>2</sup>. Na každé ploše se zaznamenala data o početnosti, druhovém složení, výškových třídách a jiných vlastnostech umělé a přirozené obnovy. Následně byla terénní data porovnána s výpisem z lesnické evidence o umělých výsadbách na lokalitě. Bylo zjištěno, že obnova na zkoumané lokalitě je početně dostatečná s průměrnou hustotou 6 587 ks/ha (směrodatná odchylka 3 942), z čehož 84 % tvoří přirozená obnova. Z hlediska výškové struktury byla přirozená obnova, vyskytující se ve všech výškových třídách, více variabilní než obnova umělá. Přirozená obnova byla vyhodnocena jako více druhově heterogenní s celkem 8 druhy dřevin, ale chyběly druhy zdejší potenciální přirozené vegetace – buk lesní a jedle bělokora. Tyto dřeviny byly doplněny umělou výsadbou, která tvoří maximálně 16 % z celkově zaznamenané obnovy.

Z výsledků práce vyplynulo, že snaha o změnu druhové skladby při zalesňování holiny nemusí být úspěšná. Podmínky na pasece vyhovují dostatečně se zmlazujícím dřevinám, tedy smrku, ale i jeřábu, který se na lokalitě vyskytuje velmi početně s průměrnou hustotou 2 305 ks/ha (směrodatná odchylka 1 106). Vznikající přirozený porost s aktuální dominancí jeřábu vytváří vhodné podmínky pro případné dosazování cílových druhů dřevin. Výsledky dále ukazují, že obnova lesa vyžaduje dostatečný časový prostor, zvláště ve vyšších polohách vzhledem ke klimatickým podmínkám. Přesto, že stav obnovy těsně po těžbě může být neuspokojivý, je s delším časovým odstupem 12 let od prvního narušení porostu lokalita dostatečně zalesněná, s různou variabilitou početnosti obnovy (3 400–16 940 ks/ha), převážně pomocí přirozeně se zmlazujících dřevin. Tím práce přispívá k názoru, že je možné se v procesu obnovy lesa spolehnout na přirozenou obnovu, a využít tak ekologických i ekonomických výhod, které poskytuje.

**KLÍČOVÁ SLOVA:** přirozená obnova lesa, umělá výsadba, asanační těžba, přírodní disturbance, smíšený horský les

## ABSTRACT

This thesis deals with comparison of natural and artificial forest regeneration in mountain mixed forest at Šumava National park, which was affected by a combination of a wind and bark beetle disturbance and following salvage logging. The aim of this study was to evaluate density, height structure and species composition of natural and artificial regeneration, while comparing both types of regeneration.

11 circular study plots of 500 m<sup>2</sup> size, regularly distributed at the location, were established near Lenora. Data about abundance, species composition, height structure and other characteristics were collected at each plot. Subsequently, terrain data were compared with forestry record about planting at the study site. It was found that forest regeneration at the site is sufficient with an average density of 6,587 individuals per ha (standard deviation 3,942), of which 84 % of individuals were naturally regenerated. In terms of height structure, natural regeneration was more variable than the artificial one. Natural regeneration was also evaluated as more species-heterogeneous with a total of 8 species of woody plants, although species of local potential natural vegetation – beech and fir were missing. These tree species were supplemented by artificial planting.

The results have shown that changing the species composition in the process of afforestation in clearings may be challenging. Clearcut conditions favour rejuvenating woody species, ie spruce, but also rowan with an average density of 2 305 individuals per ha (standard deviation 1 106). Naturally regenerating rowans create suitable conditions for possible planting of target tree species. The results have further shown that forest regeneration requires sufficient time to take place. Even though the state of regeneration immediately after salvage logging may be unsatisfying, 12 years after the first disturbance the site is sufficiently forested mainly by natural regeneration. Thus, this thesis contributes to the claim that it is possible to rely on natural regeneration and take the advantage of environmental and economic benefits it provides.

**KEY WORDS:** natural forest regeneration, artificial planting, salvage logging, natural disturbance, mountain mixed forest

# Obsah

1. ÚVOD.....	10
2. CÍLE PRÁCE .....	11
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	12
3.1    Obnova lesa.....	12
3.2    Přirozená obnova lesa.....	12
3.2.1    Výhody a nevýhody přirozené obnovy s ohledem na ekosystémové služby lesa	12
3.2.2    Předpoklady a limity přirozené obnovy .....	13
3.3    Umělá obnova.....	14
3.3.1    Výhody a nevýhody umělé obnovy.....	14
3.4    Problematika poškození přirozené a umělé obnovy zvěří.....	15
3.5    Dynamika horského smíšeného lesa.....	16
3.5.1    Role disturbancí v lesním ekosystému.....	17
3.5.2    Významní disturbanční činitelé.....	19
3.6    Asanační zásahy po přírodních disturbancích a jejich důsledky pro obnovu lesa .	20
4. METODIKA.....	22
4.1    Popis zájmového území .....	22
4.1.1    Klima a georeliéf .....	22
4.1.2    Typologie.....	23
4.1.3    Fytocenóza .....	23
4.1.4    Zařazení dle nové zonace NP Šumava.....	23
4.1.5    Historie.....	24
4.2    Sběr dat.....	24
4.2.1    Obnova na ploše 500 m <sup>2</sup> .....	25
4.2.2    Obnova na ploše 28,3 m <sup>2</sup> .....	25
4.3    Zpracování dat .....	27
4.3.1    Početnost obnovy .....	27
4.3.2    Výšková struktura .....	27
4.3.3    Druhovú skladba .....	28
4.3.4    Poškození obnovy zvěří.....	28
5. VÝSLEDKY .....	30
5.1    Početnost a druhová skladba obnovy.....	30
5.2    Výšková struktura .....	33
5.3    Poškození obnovy zvěří.....	36
6. DISKUSE.....	38



6.1	Početnost přirozené a umělé obnovy .....	38
6.2	Druhovú skladba .....	38
6.3	Výšková struktura .....	39
6.4	Poškození obnovy zvířít.....	40
6.5	Vlastní doporučení .....	41
6.6	Kritický pohled na praktickou část práce .....	42
7.	ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE .....	43
8.	PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	44
9.	PŘÍLOHY.....	50
9.1	Výpis z lesnické evidence .....	50
9.2	Fotodokumentace.....	51

# 1. ÚVOD

Přírodní disturbance byly a jsou přirozenou součástí lesních ekosystémů (Fidej et al., 2018, Firm et al., 2008, Lindenmayer et Noss, 2006, Matějka, 2013, Nagel et al., 2007, Plesník, 2018). Ovlivňují druhové složení i dynamiku lesa, jeho funkce i další vývoj (Senf et al., 2019, Seidl et al., 2017). Pod vlivem klimatických změn posledních let se mění jejich intenzita, frekvence i rozsah, tím pádem se může měnit i způsob, jakým ekosystém ovlivňují (Thorn et al., 2018). Dá se předpokládat, že budou nabývat na síle a frekvenci i v budoucnu a zůstává otázkou, jak na tuto změnu budou lesní společenstva reagovat (Leverkus et al., 2018a). Z toho důvodu je velmi důležitá volba správného postdisturbančního managementu a vhodného způsobu obnovy lesa.

Obnova lesa může být zajištěna umělou či přirozenou cestou (Korpel et al., 1991). Oba způsoby mají své určité výhody a nevýhody, které je potřeba chápat v kontextu účelu daného typu lesa. Vlastnosti obnovy, které jsou důležité pro produkční lesní hospodářství, se mohou velmi lišit od faktorů, které jsou podstatné pro zájmy a cíle ochrany přírody ve zvláště chráněném území.

Vzhledem k faktu, že průběh obnovy je klíčovým procesem v dynamice lesa (Korpel et al., 1991), má vliv na celkový charakter budoucího porostu a samotná obnova je podmínkou jeho existence (Kupka, 2000), je důležité zkoumat, jaký dopad má použitý způsob obnovy nejen na porost jako takový, ale i na ekosystém jako celek, včetně jeho služeb a funkcí. Mimoprodukční funkce lesa, jako retence vody, zmírnění eroze a degradace půdy či lokální ovlivňování mikroklimatu, by mohly v budoucnu nabývat na významu na úkor funkce ekonomické i v hospodářských lesích. Je tedy na místě diskutovat zažitě tradice a praktikované postupy, které nemusí být vzhledem k měnícím se klimatickým podmínkám již aktuální.

## 2. CÍLE PRÁCE

Cílem bakalářské práce je zjistit, jaká je početnost, výšková struktura a druhová skladba obnovy na zkoumané kalamitní ploše po asanačních zásazích, následujících větrné a hmyzí disturbance. Bude popsána variabilita zkoumaných vlastností obnovy v rámci zkoumané kalamitní plochy. Všechny tyto vlastnosti budou porovnány mezi skupinou umělé a skupinou přirozené obnovy. Hlavní motivací práce je zhodnocení účinnosti výsadby umělé obnovy a úspěšnosti snahy o změnu druhové skladby na zkoumaném území.

## **3. LITERÁRNÍ REŠERŠE**

### **3.1 Obnova lesa**

Obnovou lesa se rozumí obměna dvou stromových generací, tedy proces nahrazení současného dospělého lesa novým pokolením lesních dřevin (Korpel et al., 1991). Úspěšná, početně dostatečná a druhově vhodná obnova je klíčovou podmínkou jeho další existence (Kupka, 2000). Při procesu obnovy se rozhoduje o budoucnosti nově vznikajícího porostu, o jeho skladbě, kvalitě a stabilitě. Obnovu rozlišujeme na přirozenou a umělou (Korpel et al., 1991).

### **3.2 Přirozená obnova lesa**

Princip přirozené obnovy je založen na přírodních procesech lesního ekosystému, při němž hraje aktivní roli stávající mateřský porost. Obnova se uskutečňuje náletem či opadem semen, která dopadají jak pod, tak vedle něj. Přirozenou obnovou je myšlena i obnova vegetativní, tedy pařezovou, kořenovou či kmenovou výmladností (Korpel et al., 1991).

#### **3.2.1 Výhody a nevýhody přirozené obnovy s ohledem na ekosystémové služby lesa**

Přirozená obnova má řadu výhod. Jako nejdůležitější se uvádí záruka vhodnosti daného ekotypu. Zmlazení je dobře přizpůsobeno stanovištním poměrům, jelikož populace dřevin, která se účastní rozmnožování, se po dobu minimálně jedné generace aklimatizovala na dané stanoviště a jeho podmínky (Kupka, 2004). Další výhodou je zachování původní, autochtonní populace dřevin, ale i populace nepůvodní, která se na stanovišti osvědčila. Přirozená obnova taktéž zaručuje maximální možnou genetickou variabilitu (Korpel et al., 1991). Dalším přínosem je minimalizace problémů spojených s možnou deformací kořenového systému při pěstování ve školce (Kupka, 2004). V neposlední řadě je třeba uvést i finanční výhodnost přirozené obnovy, a to zvláště v přímých prvotních nákladech (Korpel et al., 1991).

Hlavní uváděnou nevýhodou je závislost na plodivosti mateřského porostu a úrodě semen, je tedy vázaná na určité cykly a nepravidelnost. Na mateřském porostu je závislá i druhová skladba, kterou nelze měnit, a je odkázána na dřevinnou skladbu stávajícího porostu. Přirozená obnova zřídka pokryje obnovovanou

plochu

v rovnoměrné hustotě, vznikají tedy místa s velkým nahloučením dřevin nebo naopak místa s velmi nízkou početností. Tím se zvyšují náklady na budoucí výchovu porostu (Korpel et al., 1991). Tyto nevýhody mají jistě své opodstatnění v hospodářských lesích, které jsou zaměřeny především na produkci dřeva. V rámci Národního parku a jiných zvláště chráněných území jsou významné spíše mimoprodukční funkce a ekosystémové služby lesa, jako je ochrana půdy proti erozi a degradaci, regulace klimatu, pozitivní ovlivňování hydrologického cyklu a podpora koloběhu živin, ukládání uhlíku, ochrana biodiverzity či rekreace a environmentální vzdělávání. V tomto kontextu mohou být naopak uvedené nevýhody chápány spíše jako přednosti, jelikož nepravidelné semenné roky a nerovnoměrně rozmístěný nálet vytvoří heterogenní porost bližší přírodním procesům, který může lépe plnit své ekosystémové funkce v porovnání s uměle založeným porostem. Les, který je heterogenní co do druhového složení i prostorového uspořádání, lépe zajišťuje retenci vody. Přirozená obnova je více pružnější v reakci na extrémní podmínky, jako je dlouhodobější sucho (Sanchez-Salguero et al., 2013). Stejně tak věkově a druhově rozrůzněný porost utváří bohatší mozaiku stanovišť, čímž podporuje výskyt více specializovaných druhů rostlin i živočichů a poskytuje větší možnosti úkrytu a potravy (Prach et al., 2009).

### **3.2.2 Předpoklady a limity přirozené obnovy**

Je mnoho faktorů, které mají potenciál ovlivnit výskyt a úspěšnost přirozené obnovy. Tím nejzřejmějším je přítomnost plodících mateřských stromů a výskyt semenných let (Korpel et al., 1991). Dále potom nadmořská výška, expozice svahu (Fidej et al., 2018), klimatické podmínky, obsah živin a vláhy v půdě (Tinya et al., 2019), rychlost invazních trav (Martiník et al., 2014), půdní pH (Kramer et al., 2014), mikrostanoviště (Štícha et al., 2010), světelné podmínky (Simon et al., 2019) či okus zvěří (Ramirez et al., 2018).

Tyto jednotlivé faktory a jejich interakce získávají na významu zvláště pro lesy vyšších a horských poloh ovlivňované přírodními disturbancemi. S vyšší nadmořskou výškou se zkracuje vegetační doba, rostou klimatické extrémy, celková schopnost obnovy může být omezena či zpomalena (Fidej et al., 2018). Z tohoto důvodu má klíčovou úlohu při obnově lesa tlející mrtvé dřevo, které bylo prokázáno jako významné stanoviště pro uchycení semenáčků smrku. Těm poskytuje živiny, chrání je před konkurencí trav, vytváří optimálnější teplotní podmínky, v létě vrhá stín, naopak v zimě poskytuje vyvýšené místo, kde je teplota příznivější a sníh taje rychleji (Michalová et al., 2017).

### 3.3 Umělá obnova

Přes výše uvedené výhody převládá v České republice z velké části obnova umělá jako hlavní způsob obnovy lesa (MZe ©2019). Zároveň je ale v posledních letech možné pozorovat klesající trend v použití umělé obnovy v České republice. V roce 1995 dosahoval podíl umělé obnovy 97 % (Kupka, 2004), za rok 2018 činila plocha uměle obnovených porostů 21 246 ha, tedy 84 % z celku (MZe ©2019). Dá se tedy předpokládat, že tento trend by mohl v budoucnu pokračovat a bude i v rámci hospodářských lesů více využíváno přírodních procesů k zajištění obnovy lesa.

Umělou obnovu lze definovat jako soubor opatření vedoucí k vytvoření nové generace lesních dřevin, která vzniká umělou cestou za činnosti člověka (Korpel et al., 1991).

#### 3.3.1 Výhody a nevýhody umělé obnovy

I umělá obnova má svoje přednosti, mezi které patří hlavně možnost měnit budoucí druhovou skladbu vysázením požadovaných dřevin. I to má ale své limity, skladba se totiž řídí vegetačním stupněm a stanovištními podmínkami. Při výsadbách je také ovlivněna hustota rozmístění jedinců, spon je volitelný a usnadňuje pozdější výchovu dřevin (Kupka, 2004). Studie zabývající se porovnáním přirozené a umělé obnovy (Ackzell, 1993, Holgen et Hanell, 2000) došly k závěru, že uměle vysazení jedinci mají oproti přirozené obnově náskok v podobě většího výškového přírůstu.

Ovšem z jiného úhlu pohledu se z těchto výhod mohou stát nedostatky. Pokud je skladba v rámci vegetačního stupně a stanoviště volitelná, vzniká riziko, že bude zvolena nevhodně (Kupka, 2004). Je také třeba dbát opatrnosti při přenosu reprodukčního materiálu, zvláště z nižších vegetačních stupňů do vyšších. Při umělé obnově ve vyšších polohách je často zdůrazňována nutnost aklimatizace sazenic v aklimatizačních školkách. Tyto školky mají své jisté výhody – šetrnější a kratší manipulace se sadebním materiálem a snadná dosažitelnost sazenic dle potřeby – zároveň sazenice vykazují pomalý růst a provozní náklady aklimatizačních školek jsou velmi vysoké (Jurásek et Martincová, 1996). Jak se ukázalo, jejich význam není pro pěstování sazenic v našich podmínkách nijak zásadní, jako nejvhodnější pro horské polohy se ukázaly školky s nadmořskou výškou kolem 700 m n. m. (Jurásek et Martincová, 2004). Dalším rizikem může být nedbalé či přímo špatné provádění výsadeb a deformace kořenového systému při pěstování ve školce. Mezi následky pramenící z poškození kořenového systému patří špatná stabilita mladých porostů, zhoršená kvalita dřeva či neschopnost stromu plně využívat půdní živiny (Kolín,

2001). Komplikovaná je i samotná přeprava sadebního materiálu, při nedostatečné péči během přepravy se snižuje ujímavost sazenic a zvyšují se účinky povýsadbového šoku, který má vliv na přírůstek po dobu několika let (Kupka, 2004). Umělá obnova je také často spojena s introdukcí klimaxových, cílových dřevin do společenstva, které bylo nedávno narušeno disturbancí, což může mít vliv na růst jednotlivých jedinců, stabilitu porostu a kvalitu dřeva (Martiník et al., 2014). Rychlejší růst v porovnání s přirozenou obnovou může být výhodou v hospodářských lesích, na druhou stranu pomalu rostoucí jedinci tvoří velmi husté letokruhy, díky čemuž se mohou dožít, na rozdíl od rychle se vyvíjejících jedinců, velmi vysokého věku v řádech staletí (Jonášová, 2013). V neposlední řadě je umělá obnova finančně velmi nákladná a cenově neefektivní, představuje značně rizikovou investici s velkým vstupním nákladem a nejistou budoucností.

### **3.4 Problematika poškození přirozené a umělé obnovy zvěří**

Divocí kopytníci patří mezi klíčové druhy mnoha lesních i nelesních ekosystému, v nichž plní roli tzv. ekosystémových inženýrů, kteří svým přirozeným chováním ovlivňují celé společenstvo (Ramirez et al., 2019), zvláště pak početnost a složení vegetace (Rhodes et Clair, 2018). Vliv zvěře je významný činitel, který přímo ovlivňuje jak přirozenou, tak umělou obnovu lesa, což uvádějí mnozí autoři a potvrzují četné studie (Ammer, 1996, Motta, 2003, Lesser et al., 2019, Prach et al., 2009). Je více faktorů, které mají vliv na způsob, jakým zvěř ovlivňuje ekosystém, jako je intenzita spásání, biotické i abiotické podmínky na dané lokalitě, ovšem zásadní je hustota populace kopytníků (Ramirez et al., 2019). Pokud je početnost v rámci středních či nízkých stavů, pak kopytníci pozitivně ovlivňují heterogenitu i biodiverzitu tím, že rozrušují a odhalují půdu, čímž podporují uchycení semen mezi konkurující vegetací. Problém ovšem nastává, pokud je početnost populace vysoká (Ramirez et al., 2018). Jako negativní lze označit takový vliv, který blokuje obnovu lesa, snižuje druhovou diverzitu a narušuje funkce lesa (Reimoser, 2003).

Temperátní lesy severní polokoule hostí populace, které dosahují historických vrcholů početnosti (Pellerin et al., 2010, Ramirez et al., 2018, Reimoser, 2003). Zvěř svým selektivním okusem výrazně ovlivňuje skladbu budoucího lesa, vybírá si spíše dřeviny, které jsou na lokalitě vzácnější a pro zvěř tím i více atraktivní, některé druhy může na některých lokalitách zcela blokovat (Ramirez et al., 2018). To platí, pokud je daná dřevina v kombinaci s jinými, méně atraktivními dřevinami (Čermák, 2008). Čermák (2003) uvádí, že dlouhodobý a intenzivní tlak spásačů ústí v naprostou

selekcí některých druhů dřevin, výrazně prodlužuje dobu potřebnou na obnovení porostu a promítá se do jeho budoucí kvality. Taktéž nejde opomenout vysoké finanční ztráty spojené s náklady na ochranu obnovy před poškozením.

Příčinou situace nadměrného poškozování obnovy zvěří je úbytek vrcholových predátorů, změna managementu krajiny a přísnější regulace lovu (Pellerin et al., 2010, Cote et al., 2004). Konkrétně v rámci České republiky mohou být důvodem i nedostatečná či neexistující data o výši škod způsobených zvěří (MZe ©2019). Obtížný je i monitoring reálného počtu zvířat, s čímž souvisí některými autory (Čermák, 2003, Prach et al. 2009) zpochybňované vykazování kmenových a normovaných stavů zvěře, které zcela neodpovídají realitě.

Při porovnání obou typů obnovy ve vztahu k odolnosti vůči poškození uvádí Čermák (2008), že zvěř preferuje více umělou výsadbu, a zároveň zmiňuje několik možných důvodů. Vysázené semenáčky mají silnější letorosty a obsahují více živin díky školkařské péči, mohou být tedy pro zvěř chutnější. Zároveň jsou i více nápadné svým pravidelným rozmístěním. Přirozený nálet je oproti tomu nepravidelně a hloučkovitě rozmístěn po ploše, dřeviny uvnitř takových shluků jsou tedy přirozeně chráněny proti poškození, protože jsou pro zvěř těžko dostupné. K početnosti dřevin se váže i vztah vzrůstajícího tlaku zvěře s klesajícím zastoupením dřeviny na lokalitě, zvláště pokud se jedná o dřeviny s vyšší atraktivitou (Čermák, 2011). Na druhou stranu, Korpel (1991) zdůrazňuje, že přirozená obnova je více ohrožena v počátečních fázích svého růstu než rychle odrůstající semenáčky z umělé obnovy. Čermák (2008) dále uvádí, že výhody přirozené obnovy se projeví zvláště, pokud je přirozená obnova v dostatečném zastoupení. V případě sporadického výskytu podléhá poškození ve stejné míře jako výsadby. Tvzení o preferenci umělé výsadby bylo potvrzeno i ve studii z jižní Moravy (Barančková et al., 2007), kde se umělá obnova ukázala jako více atraktivní, intenzivněji spásaná a značně omezená bez použití ochrany proti zvěři. Zajímavou otázkou pro tuto práci tedy bude, zda preference umělé výsadby zvěří platí i v lesích vyšších nadmořských výšek.

### **3.5 Dynamika horského smíšeného lesa**

Dynamika smíšeného horského lesa je velmi komplexní vzhledem k faktu, že žádná dřevina není zcela dominantní a tyto dřeviny mají různou životní a obnovní strategii. Velmi dobře je dnes popsána dynamika horských smrkových lesů (Čada et al., 2016, Jonášová, 2013, Svoboda et al., 2010, Svoboda et al., 2012, Synek et al., 2020). Na rozdíl od lesů nižších poloh se horské smrčiny neobnovují kontinuálně,



jelikož semenné roky se objevují nepravidelně díky drsnějším klimatickým podmínkám. Semenáčky potom čekají v podrostu na otevření korunového zápoje, do té doby jejich růst stagnuje. Narušení mateřského porostu zajišťuje disturbance, ve střední Evropě je to hlavně vítr a lýkožrout. Intenzivní disturbance jsou tedy charakteristické a klíčové pro tento typ lesa, zajišťují jeho obnovu otevřením zápoje a dostatkem tlejícího mrtvého dřeva, které je velmi vhodným substrátem pro zmlazení smrku (Jonášová, 2013, Čada et al., 2016). Disturbanční dynamika bukových či jedlo bukových lesů je naopak charakterizována dominancí častých a relativně mírných narušení, spolu s ojedinělými a nepravidelnými disturbancemi větší intenzity (Feldmann et al., 2018, Kašpar et al., 2020, Nagel et al., 2007, Splechtna et al., 2005).

Smrk ztepilý i buk lesní či jedle bělokorá tedy vykazují různé strategie obnovy. Buk i jedle jsou stínomilné dřeviny, které se obnovují relativně kontinuálně, s jistými výkyvy po disturbancích vyšší intenzity, pod podrostem mateřských stromů (Janík et al., 2014, Kašpar et al., 2020). Smrk se oproti tomu dokáže na některých lokalitách chovat jako pionýrská dřevina, která rychle kolonizuje volný prostor. Obnovuje se ve vlnách, které jsou spuštěny disturbancemi střední až velké intenzity (Kašpar et al., 2020). Dynamika smíšeného horského lesa je dána jednotlivými strategiemi těchto dřevin a vytváří tak velmi komplexní celkový režim. Velmi důležité jsou mírné a časté narušení malého rozsahu pro obnovu buku či jedle, stejně tak i periodické rozsáhlé disturbance střední či silné intenzity pro obnovu smrku. Kombinace těchto disturbančních režimů ve smíšených lesích vyšších poloh byla popsána v mnoha studiích (Kašpar et al., 2020, Nagel et al., 2007, Splechtna et al., 2005, Nagel et Svoboda, 2008). Dynamika tohoto typu lesa byla zkoumána v přírodních ekosystémech zasažených lidskou činností minimálně, v lesích ovlivněných člověkem může být tato dynamika výrazně pozměněna a modifikována stejně jako druhová skladba, ať už vlivem lesního hospodaření či vlivem kalamitních těžeb (Kašpar et al., 2020).

### **3.5.1 Role disturbancí v lesním ekosystému**

V pojetí klasické ekologie byly disturbance, tj. rušivé zásahy z vnějšího prostředí, chápány jako negativní a výjimečné události, které narušovaly jinak stabilní ekosystém, nacházející se v dlouhodobém rovnovážném stavu. Hlavním principem v ochraně přírody byla tzv. ekologická stabilita, která byla definována jako schopnost ekosystému odolávat „negativním“ vlivům zvenčí a spontánně se navracet do cílového ideálního stavu neboli klimaxu (Míchal, 1994). Ostatně jedna z ústředních teorií klasické ekologie byla teorie klimaxové sukcese (Clements, 1916), podle níž

všechny ekosystémy spějí k vrcholovému stabilnímu stádiu, ve kterém setrvávají. Plošná disturbance znamenala v podstatě „krok zpět“, návrat klimaxového společenstva do raně sukcesních stádií (Plesník, 2010).

Dnes je známo, že opak je pravdou, ekosystémy se nacházejí ve stavu rovnováhy velmi zřídka. Neznamená to ovšem, že takového stavu nedosáhnou nikdy, pokud ano, je to na časově omezenou dobu. Disturbance jsou chápány jako přirozená součást většiny přírodních systémů (Plesník, 2018). Jsou klíčovým faktorem dynamiky lesního ekosystému. Svým působením modelují jeho strukturu, složení a ovlivňují jeho funkce (Senf et al., 2019, Seidl et al., 2017). Jsou označovány jako hnací motor biodiverzity, jelikož svým působením vytvářejí heterogenní krajinnou mozaiku a tím dávají prostor a podmínky pro celou řadu organismů (Šebek et al., 2015, Seidl et al., 2017). V posledních letech je ale možné pozorovat jistou změnu v intenzitě, frekvenci a rozsahu těchto narušení pod vlivem klimatických změn (Senf et al., 2019, Seidl et al., 2017, Thorn et al., 2018). Diskutovanou otázkou tedy je, zda i přes tuto změnu budou lesní ekosystémy schopny odolávat či se znovu obnovovat po rozsáhlých a intenzivních disturbancích a zda si zachovají své ekosystémové funkce (Seidl et al., 2017, Leverkus et al., 2018a).

Kalamitní plochy se vyznačují velkým množstvím mrtvého dřeva, jehož důležitá funkce pro obnovu, zvláště lesa vyšších poloh, již byla popsána. Mimo podpory přirozené obnovy pomáhá uchovat či zmírnit případný negativní dopad disturbance na ekosystémové služby lesa. Mrtvé dřevo zajišťuje stín, čímž zlepšuje lokální mikroklima, vytváří určitou bariéru, která zpomaluje rychlost odtoku srážkové vody z lokality (Jonášová, 2013), zvyšuje biodiverzitu (Vítková et al., 2018), účastní se cyklu živin (Yuan et al., 2017), poskytuje úkryt i zdroj potravy pro různé druhy ptáků (Jonášová, 2013) a v neposlední řadě je nepostradatelné pro mnohé skupiny organismů, zvláště pak saproxylický hmyz, který je na něj přímo vázán (Thorn et al., 2017). Rozvolnění zápoje po narušení prospívá mnoha druhům, které jsou vázané na otevřené a světlé lesy. Zároveň vyšší dostupnost světla nastartuje růst semenáčků, které čekaly v podrostu i po mnoho let na příležitost. Takové stromy jsou v budoucnu více houževnatější než ty, které rostou na světle, jelikož tvoří velmi husté letokruhy (Jonášová, 2013).

Nejen mrtvé dřevo, ale i další pozůstatky po disturbanci, souhrnně tzv. biologické dědictví, hrají významnou roli v lesní dynamice. Obecně se tak označují prvky předchozí generace lesa, které se přenáší do nově vznikajícího porostu po narušení (Bače et al., 2015). Tyto elementy pak ovlivňují jeho budoucí skladbu, charakter, horizontální i vertikální uspořádání, stejně tak jeho odolnost a schopnost

se obnovit po budoucí disturbanci (Leverkus et al., 2018b). Biologickým dědictvím mohou být přeživší plodící stromy, banka semen a semenáčků, vývraty pozměněný mikoreliéf nebo odhalená minerální půda. Právě přítomnost semenáčků, které se nacházely v podrostu ještě před disturbancí, je dominantním zdrojem obnovy v horských podmínkách, následný nálet ji zajišťuje jen v malém podílu. Díky biologickým odkazům je charakteristika nově vznikajícího porostu z části reflexí porostu předchozího (Bače et al., 2015).

Souhrnně jsou disturbance nedílnou součástí lesní dynamiky, zajišťují v menší či větší míře obnovu lesa a podporují biodiverzitu. Dynamika disturbance je ale velmi komplexní, není možné jednotlivé disturbance oddělit či izolovat, jelikož navzájem interagují a ovlivňují se. Jedna disturbance může iniciovat jinou, případně může zmírnit či naopak zvýšit pravděpodobnost a intenzitu nadcházející disturbance. Tato interakce může mít značný vliv na odolnost ekosystému (Seidl et al., 2016, Janda et al., 2017).

### **3.5.2 Významní disturbanční činitelé**

Obecně v podmínkách střední Evropy jsou hlavními disturbančními faktory vítr a lýkožrout (Nagel et al., 2007, Splechna et al., 2005). Mezi těmito dvěma elementy byla zjištěna vzájemná interakce (Čada et al., 2016, Havira et Čada, 2018, Svoboda et al., 2012, Zeppenfeld et al., 2015). Nahromadění mrtvého dřeva po větrné disturbanci poskytuje vhodné podmínky pro rozmnožení podkorního hmyzu. Populace lýkožrouta se znásobí během několika vegetačních sezon a zapříčiní narušení většího rozsahu než původní větrná kalamita (Havira et Čada, 2018). Tato spojitost je velmi dobrým příkladem již popsánoho fenoménu disturbančních interakcí.

Na gradaci lýkožrouta mají zásadní vliv klimatické podmínky (Havira et Čada, 2018). Aby se populace mohla rozmnožit, vyžaduje teplotně příznivé jaro. Stejně podmínky vyžaduje i smrk k produkci semen, ke gradaci hmyzu tedy dochází často po výrazném semenném roce. Po uschnutí porostu a rozvolnění zápoje se zlepší podmínky pro již přítomné semenáčky, které zajistí obnovu porostu (Jonášová, 2013). To platí zvláště v horských smrčínách, kde zcela dominuje smrk ztepilý, ve smíšeném horském lese je hlavním disturbančním činitelem vítr (Firm et al., 2009, Splechna et al., 2005). Vliv kůrovce je zde slabší díky menšímu zastoupení smrku, stále ale může způsobit částečný rozpad porostu, tím lokálně zlepšit teplotní i světelné podmínky a poskytnout uschlé mrtvé dřevo.

V hospodářských lesích je lýkožrout chápán jako škůdce, ovšem v přirozených i člověkem pozmeněných ekosystémech, kde cílem zájmu jsou mimoprodukční funkce, biodiverzita a ochrana přírody, má bezpochyby svou roli. Lze na něj pohlížet jako na klíčový druh lesního ekosystému, který má vliv na celkový charakter porostu, na jeho strukturu, druhovou skladbu i ekosystémové funkce (Havira et Čada, 2018).

### **3.6 Asanační zásahy po přírodních disturbancích a jejich důsledky pro obnovu lesa**

Volba managementu po disturbanci je klíčová pro další vývoj ekosystému (Leverkus et Castro, 2017). Postdisturbanční či nahodilá těžba je celosvětově rozšířenou a hojně užívanou praktikou, jak se vypořádat s následky přírodní „kalamity“, spočívající ve vytěžení a odstranění mrtvého dřeva z ploch zasažených disturbancí (Leverkus et al., 2018b), a to nejen v hospodářských lesích, ale i v národních parcích a jiných chráněných územích Evropy (Michalová et al., 2017). Přitom důsledky zásahu takového rozsahu nejsou zcela objasněné, negativa kalamitních těžeb byla zdůrazňována již v roce 2000 (McIver et Starr, 2000).

Hlavní motivací nahodilé těžby je ekonomické zhodnocení mrtvého dřeva z narušené lokality a eliminace rizik vzniku následné disturbance, jako je rozšíření podkorního hmyzu na polomových plochách (Leverkus et al., 2018b). Je ale třeba si uvědomit, že disturbance mohou vzájemně interagovat, a to jak přírodního charakteru, jak již bylo popsáno, tak i antropogenního charakteru (Leverkus et al., 2018a). Dvě po sobě následující narušení v krátkém čase mohou mít překvapivě silný a rozsáhlý vliv na ekosystém, jelikož míra evoluční adaptace na postdisturbanční zásahy dnešního rozsahu je nízká (Peaterson et Leach, 2008).

Významným negativem kalamitních těžeb, které je zdůrazňované mnoha autory (Leverkus et Castro, 2017, Lindenmayer et Noss, 2006, Michalová et al., 2017, Taeroe et al., 2019, Thorn et al., 2018) je odstranění, změna či potlačení biologického dědictví, což může negativně ovlivnit schopnost ekosystému adaptovat se na budoucí disturbance (Leverkus et al., 2018b). S odstraněním části biologického dědictví připravujeme ekosystém o benefity a důležité funkce, které tyto odkazy poskytují (Thorn et al., 2018, Bače et al., 2015). Asanace může zvýšit erozi a degradaci půdy pohybem těžké techniky, která půdu zhutňuje (Wagenbrenner et al., 2016). Negativně ovlivňuje hydrologický režim, lokální mikroklima (Jonášová, 2013, Hais et Kučera, 2009) i koloběh živin (Lindenmayer et Noss, 2006) odstraněním mrtvého dřeva z plochy, které poskytuje stín, zadržuje vodu a obohacuje humusovou vrstvu. Může

ohrožit a zcela poničit přirozenou obnovu, která se nacházela v podrostu ještě před narušením (Taeroe et al., 2019), vliv má i na rozptyl semen (Leverkus et Castro, 2017). Mimo jiné snižuje i celkovou biodiverzitu na lokalitě, jelikož asanovaná plocha je často obsazena dominantními druhy trav, které potom blokují obnovu po mnoho let, místo mnoha specializovaných druhů zvýhodňuje spíše pár silných konkurentů (Michalová et al., 2017). Nahodilá těžba může prodloužit dobu potřebnou pro obnovení porostu, na zásahových plochách je obnova pomalejší (Taeroe et al., 2019, Jonášová, 2013). Následná obnova kalamitní plochy je často zajišťována umělou výsadbou, což vede ke snížení strukturní variability a homogenizaci porostu (Taeroe et al., 2019, Michalová et al., 2017, Jonášová, 2013).

Míra vlivu postdisturbančních zásahů na prostředí je dána mnoha faktory. Nejde pouze o to, zda plocha byla či nebyla zpracována, mnohem důležitější je, jakým způsobem a jakou technologií byly konkrétní zásahy provedeny. Šetrná asanace v malém měřítku může mít neutrální či pozitivní vliv ve formě zvýšeného přísunu světla, tím pádem lokální zvýšení teploty (Michalová et al., 2017). Úprava půdy a odstranění konkurující vegetace může zlepšit podmínky pro uchycení náletu, zvláště pokud se na ploše nenachází dostatek tlejícího mrtvého dřeva z předchozích kalamit (Kramer et al., 2014). Stejně tak může mít pozitivní vliv na druhy, které jsou vázané spíše na otevřené habitaty (Thorn et al., 2018). Záleží i na půdním typu a charakteru společenstva, kalamitní těžby budou mít pravděpodobně menší dopad v temperátních opadavých lesích nižších poloh (Michalová et al., 2017).

Není tedy možné jednoznačně určit, jakým způsobem a v jakém měřítku kalamitní těžba ovlivní ekosystém, záleží na mnoha faktorech, a to hlavně na charakteru dané lokality a na způsobu samotného provedení těžby. Souhrnně může asanace nejen potlačit pozitivní účinky biologického dědictví, ale může i velmi negativně a velmi zásadně ovlivnit ekosystém. Z toho důvodu by se měly tyto zásahy eliminovat na minimum, zvláště v rámci území národního parku.

## 4. METODIKA

### 4.1 Popis zájmového území

Zkoumaná lokalita se nachází na území Národního parku Šumava, poblíž obce Lenora. Na lokalitě se nachází zalesněná paseka, vzniklá asanačními zásahy po vichřici a kůrovci. Lokalita byla vybrána ve spolupráci s Pavlou Čížkovou ze správy NP Šumava. Plocha byla vybrána jako reprezentant takového území nižších poloh (778–795 m n. m.) národního parku, kde došlo k výraznějšímu pozměnění druhové skladby hospodářskými zásahy v minulosti.

Paseka vznikala postupně od roku 2007 jako následek větrných a kůrovcových disturbancí, po kterých byla provedena asanační těžba. Počáteční velikost v roce 2007 byla 1.2 ha, v současnosti se paseka stále rozšiřuje a dosahuje rozlohy 15 ha. Zkoumané body v rámci plochy zahrnují jak starší části paseky z roku 2007, tak čerstvě vytěžené plochy z roku 2018/2019. Na pasece se vyskytovaly i velkoplošné oplocenky. Jelikož předmětem této práce bylo hodnocení lokality jako celku, příslušnost plochy k oplocení nebyla zahrnuta do vyhodnocení vzhledem k nedostatku oplocených zkusných ploch. Nepoměr v oplocených a neoplocených plochách by komplikoval statistické uchopení problematiky. Terénní měření, které se uskutečnilo v rámci této bakalářské práce v červenci v roce 2019, bude sloužit v budoucnu jako srovnání pro další měření, která budou sledovat vývoj přirozené a umělé obnovy.

#### 4.1.1 Klima a georeliéf

Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 778–795 m n.m. Jedná se o svah severní expozice s maximální sklonitostí 11,57° (ČÚZK ©2018) Lokalita patří do chladné klimatické oblasti, průměrná roční teplota činí 5.1 °C, průměrný roční úhrn srážek 864 mm, vegetační doba 121 dní (ÚHUL ©2001). Stanoviště je ovlivněné vodou, v kombinaci s vyšší nadmořskou výškou je tedy významně ohroženo větrem. Dle taxonomického klasifikačního systému půd ČR patří lokalita do skupiny půd podzoly, půdního typu kryptopodzoly oglejené. V podloží převládá migmatit nebulitového typu, horninový typ metamorfít. Dle regionálního členění se zájmové území nachází v geologické soustavě Český masiv – krystalinikum a prevariské paleozoikum, v moldanubické oblasti. Minerální složení obsahuje biotit, cordierit biotit, sillimanit, granát, muskovit (Česká geologická služba ©2013).

### 4.1.2 Typologie

Dle lesnické typologie je zájmové území charakterizováno následovně: lesní vegetační stupeň 6. smrkobukový, soubor lesních typů 6V vlhká smrková bučina, lesní typ 6V3 s bikou lesní, hospodářský soubor 57 oglejená stanoviště vyšších poloh. Vlhká smrková bučina se vyskytuje ve vyšších a středních horských polohách, tj. 700–950 m n. m. Půda je ovlivňována vodou, středně hluboká, hlinitopísčité až hlinitá, půdní typy většinou oglejené až pseudoglejové kambizemě, humusový typ je mullový moder. Půda silně zarůstá vysokými bylinami, které mohou blokovat přirozenou obnovu. V přirozené skladbě najdeme buk lesní, jedli bělokorou a smrk ztepilý, dále javor klen, jasan, případně olši (Průša, 2001).

### 4.1.3 Fytocenóza

V bylinném patře dominuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis vilosa*), která ve starších částech paseky dosahuje 75–100 % pokryvnosti. Dále metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*), psineček (*Agrostis sp.*) a ostružiník maliník (*Rubus idaeus*).

Z charakteristických druhů pro tento lesní typ se na lokalitě vyskytovala bika lesní (*Luzula sylvatica*), devětsil bílý (*Petasites albus*), šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli tangere*), metlice trstnatá (*Deschampsia caespitosa*), ostřice lesní (*Carex sylvatica*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), přeslička lesní (*Equisetum sylvaticum*), z kapradin papratka samičí (*Athyrium filix-femina*) a kapraď rozložená (*Dryopteris dilatata*) (Průša, 2001). Z ohrožených druhů byla nalezena dřípatka horská (*Soldanella montana*) a kamzičnick rakouský (*Doronicum austriacum*) (114/1992 Sb.). Celkem bylo nalezeno 79 různých druhů. Fytocenologické snímky poskytla Pavla Čížková.

### 4.1.4 Zařazení dle nové zonace NP Šumava

K 1. 3. 2020 nabyla platnosti nová zonace Národního parku Šumava. Před návrhem nové zonace Národního parku Šumava spadala lokalita do II. zóny NP, tedy zóny řízené přírodní. Dle nové zonace spadá do zóny soustředěné péče. Dle hodnocení míry přirozenosti ekosystémů patří část plochy do kategorie „les přírodě blízký B“, část do „les významný pro biodiverzitu“. Tomu odpovídá i hodnocení stavu ekosystémů, část přírodě blízká je zařazena v kategorii „částečně pozměněný

ekosystém“, část významná pro biodiverzitu v kategorii „významně pozmeněný ekosystém“ (ČÚZK ©2019).

Les přírodě blízký má dřevinnou skladbu, která odpovídá stanovišti, ale porost je více homogenní než v původních lesích. Dynamika tohoto lesa byla, případně stále je, částečně ovlivňována člověkem a jeho činností, v současné době by neměla probíhat činnost za účelem produkce dřeva. Konkrétně typem B je myšleno, že sice probíhají zásahy nižší intenzity, ty by ale neměly ovlivnit působení přírodních disturbancí (MŽP ©2017).

Les významný pro biodiverzitu je takový les, jehož vznik a vývoj byl určován činností člověka. Provádí se zde běžné hospodářské zásahy, jako je výchova či obnova porostů. Hlavním cílem je zde ochrana biodiverzity (MŽP ©2017).

#### **4.1.5 Historie**

Mapa z II vojenského mapování v letech 1836–1852 zachycuje zcela zalesněné území, stejně tak mapa z III vojenského mapování v letech 1876–1878. I dle mapy kultur stabilního katastru 1837–1844 je zájmové území označeno jako zalesněné (ČÚZK ©2019).

Do hospodaření v lesích této oblasti zasáhly vichřice z let 1718, 1724, 1833, zvláště pak 1868 a 1870. Vliv mělo i přemnožení vysoké zvěře v 18. a 19. století. V druhé polovině 18. století se začalo splavovat dříví místními potoky a řekami. Další významný vliv mohlo mít i otevření sklárny roku 1832, stejně tak prodloužení železnice Vodňany-Prachatice do Volar a Lenory roku 1899 (ÚHUL ©2001).

## **4.2 Sběr dat**

Na zájmové území byla v programu Qgis Desktop 3.2.3 položena čtvercová síť s krokem 75 m, na průsečících této sítě vzniklo 22 bodů, které označovaly středy možných budoucích ploch. Vzhledem k velikosti paseky se vybralo pouze 11 bodů k terénnímu měření. Na vertikálních liniích byl ponechán krok 75 m, na horizontálních liniích byl krok změněn na 150 m. Tím byla zachována náhodnost a rovnoměrné rozmístění bodů po zkoumané ploše.

Při terénním měření byly vyřazeny ty body, které celou svou plochou neležely v zájmovém území a/nebo do nich zasahovala z velké části cesta, která vede skrz paseku.



Středy zkoumaných ploch byly určeny pomocí GPS navigace v mobilním telefonu iPhone 5S, s použitím mobilní aplikace Mapy.cz, ve které byly uloženy souřadnice předem vybraných ploch. Po dohledání středu plochy se tento střed označil geodetickou výtyčkou. Pomocí pásma se určily hranice kruhové plochy. Hranice byly vyznačeny ve 4 protilehlých bodech pomocí geodetických výtyček. Tyto body, spojené pomocí provázku napříč kruhovou plochou, rozdělily plochu na 4 kvadranty. Plocha byla takto rozdělena za účelem usnadnění a zpřesnění počítání jedinců zmlazení. Pokud se někteří jedinci vyskytovali v těsné blízkosti hranice, byla přesná vzdálenost těchto jedinců doměřena pomocí pásma.

Na celkem 11 plochách byli spočtení jedinci zmlazení dřevin a zaznamenány informace o bylinném patře. Počty jedinců a k nim náležící informace byly zapsány do předem připravených formulářů.

Zmlazení se měřilo dvěma způsoby – na kruhové ploše s rozlohou 500 m<sup>2</sup> a na menší kruhové ploše s rozlohou 28,3 m<sup>2</sup>. Středy obou ploch byly shodné.

#### **4.2.1 Obnova na ploše 500 m<sup>2</sup>**

Jedinci zmlazení byli spočtení na kruhové ploše o výměře 500 m<sup>2</sup>, tedy s poloměrem 12,62 m. Tato plocha byla vyznačena způsobem, který byl popsán výše, pomocí geodetických výtyček a pásma. Zaznamenáni byli jedinci dřevin s výškou od 0,1 m do průměru kmene 69 mm ve výšce 1,3 m (dále DBH, Diametr in Breast Height). Výška jedinců se určovala pomocí laťového výškoměru, výčetní tloušťka jedinců vyšších než 1,3 m pomocí posuvného měřítka (šuplery). U jedinců byl zaznamenán druh a výšková třída ve 4 kategoriích (10–20 cm; 20,1–130 cm; 130,1–200 cm; 200,1 – 69 mm).

#### **4.2.2 Obnova na ploše 28,3 m<sup>2</sup>**

Jedinci zmlazení byli spočtení na kruhové ploše o výměře 28,27 m<sup>2</sup>, tedy s poloměrem 3 m. Tato plocha měla střed shodný s plochou o výměře 500 m<sup>2</sup>, ležela tedy v jejím středu. Na této ploše byly sebrány podrobnější informace o každém jednotlivém jedinci zmlazení, včetně těch s výškou menší než 10 cm. Byl zaznamenán druh, výška (v m), délka terminálního výhonu (v cm), DBH (při výšce jedince více nebo rovno 1,3 m), mikrostanoviště (ležící mrtvé dřevo, pařezy a pahýly souší, travní drn, ostatní vegetace, hrabanka, hrabanka na kameni), stupeň rozkladu pro typ mikrostanoviště „ležící mrtvé dřevo“ ((i) dřevo tvrdé, živé lýko, (ii) dřevo tvrdé, nůž lze zarazit max. 2 cm, (iii) dřevo rozložené částečně, nůž lze zarazit 2,1–5 cm,

(iv) dřevo měkké, nůž lze zarazit hlouběji než 5 cm, (v) dřevo měkké, kopíruje terén, při manipulaci se rozpadá), původ obnovy (přirozená, umělá, nelze rozpoznat), poškození (okus terminálu a/nebo okus bočních výhonů, vytloukání, loupání, ohryz, jiné mechanické). Při hodnocení poškození nebylo zjišťováno stáří poškození, tedy zda dřevina byla poškozena v roce sběru dat či již v předešlých letech.

Původ obnovy (zda přirozená nebo umělá) byl hodnocen (i) při terénním sběru dat na základě habitatu jedince, mikrostanoviště, na kterém se nacházel, prostorového postavení vzhledem k ostatním jedincům, případně na základě stáří paseky, (ii) při porovnání sebraných dat s výpisem z lesnické evidence o výsadbách (viz příloha č. 1), kdy byli jedinci z kategorie „nelze rozpoznat“ dále rozřazeni podle údajů z evidence.

Při terénním šetření byli do kategorie přirozená obnova zařazeni (i) jedinci, kteří rostli na mrtvém dřevě (pařezy, kořenové náběhy, ponechané kmeny z těžby), (ii) jedinci ve velmi hustých skupinkách, (iii) jedinci s výškou do 20 cm včetně, (iv) jedinci s výškou nad 20 cm rostoucí ve skupině odrostlejšího zmlazení stejného nebo jiného druhu (tato situace nastávala především ve starších částech paseky, které vznikly již v roce 2007), (v) jedinci rostoucí na vývratových valech nebo ve vývratových depresích.

Do kategorie umělá obnova byli v terénu zařazeni (i) jedinci s pravidelným sponem (to byl především případ jedle a buku), (ii) jedinci vzácnějších dřevin ve velkoplošných oplocenkách, kteří byli rovnoměrně rozmístěni a měli podobnou výšku.

Do kategorie „nelze rozpoznat“ byli v terénu zařazeni (i) jedinci, u kterých nebylo jednoznačně možné rozhodnout na základě výše popsanych charakteristik, zda se jedná o přirozenou či umělou obnovu.

Při následné reklasifikaci byli jedinci z kategorie „nelze rozpoznat“ dále rozřazeni podle výpisu evidence výsadeb. Do kategorie přirozená obnova byli zařazeni (i) jedinci druhů dřevin, kteří nebyli zapsáni ve výpisu evidence výsadeb (viz příloha

č. 1), tj. smrk ztepilý, jeřáb ptačí, topol osika, vrby, břízy, borovice lesní a dub letní. Po reklasifikaci zůstal nezařazen pouze javor klen (celkem 3 jedinci).

Kategorie „nelze rozpoznat“ byla zařazena z důvodu postupného zalesňování zkoumané lokality již od roku 2007, nebylo tedy v terénu vždy možné jasně určit, zda jedinec pochází z přirozené či umělé obnovy. To byl případ javoru klenu. Tato dřevina zde byla uměle vysázena, ovšem po porovnání s evidencí výsadeb bylo jasné, že početnost nalezených jedinců převyšuje početnost vysazených, což znamená, že se

na lokalitě zmlazuje i přirozeně. Z toho plyne, že kategorie „umělá obnova“ by mohla být mírně nadhodnocena, jelikož do ní mohli být zařazeni i jedinci dřevin z přirozené obnovy, právě například javor klen. Vzhledem k velmi malému zastoupení této dřeviny na lokalitě by tento fakt neměl zásadně ovlivnit výsledek. Při statistickém porovnání přirozené a umělé obnovy a jejich charakteristik byli vyřazeni ti jedinci, kteří i po srovnání s výpisem spadali do kategorie „nelze rozpoznat“ (celkem 3 jedinci javoru klenu).

### **4.3 Zpracování dat**

Pro zpracování dat o hustotě zmlazení jednotlivých druhů a v jednotlivých výškových třídách byl použit program Excel. Ke statistickému otestování cílů byl použit program R Studio verze 1.1.463. Hladina významnosti  $\alpha$  byla u všech testů zvolena na 0,05.

#### **4.3.1 Početnost obnovy**

Početnost jedinců v kategoriích „přirozená“ a „umělá“ obnova byla testována pomocí Pearsonova Chí-kvadrát testu dobré shody. Byly zvoleny následující hypotézy:

„H0: Počet jedinců přirozené a umělé obnovy se neliší.“

„H1: Počet jedinců přirozené a umělé obnovy se liší.“

Předpoklady testu dobré shody je (i) nezávislost pozorování a (ii) alespoň 80 % hodnot musí být větší než 5. Předpoklady byly splněny.

#### **4.3.2 Výšková struktura**

Výšková struktura byla hodnocena pomocí dvou charakteristik, pomocí výškových tříd a pomocí skutečné výšky jedince.

Zastoupení obou typů obnovy ve výškových třídách bylo testováno pomocí Pearsonova Chí-kvadrát testu pro hodnocení kvalitativních dat. Předpoklad tohoto testu pro 2x3 tabulku je (i) žádná četnost nesmí být menší než 1, (ii) 80 % četností musí být větší než 5.

„H0: Přirozená a umělá obnova se v počtu jedinců v kategoriích neliší.“

„H1: Přirozená a umělá obnova se v počtu jedinců v kategoriích liší.“

Dále byla testována homogenita rozptylu výšek pro oba způsoby obnovy. Byl zvolen Fligner-Killeen test, který testuje homogenitu dvou rozptylů jiného než normálního rozdělení. Normalita rozptylů obou výběrů byla testována pomocí Shapiro-Wilkova testu normality.

„H0: Rozptyly obou výběrů jsou homogenní.“

„H1: Rozptyly obou výběrů nejsou homogenní.“

### **4.3.3 Druhá skladba**

Sebraná data o druzích dřevin a jejich počtech byla popsána pro umělou i přirozenou obnovu a obě skupiny mezi sebou porovnány. Vzhledem k nízkému počtu druhů nebylo provedeno statistické zpracování těchto dat, kvůli malému vzorku nebylo možno zamítnout nulovou hypotézu, tedy že počty druhů se mezi přirozenou a umělou obnovou neliší.

### **4.3.4 Poškození obnovy zvěří**

Pro zjištění vlivu druhu a původu na pravděpodobnost poškození jedince byl použit zobecněný lineární model. Ten byl vybrán pro binární povahu vysvětlované proměnné (1 – poškozen, 0 – nepoškozen), u takových modelů se totiž předpokládá jiné než normální rozdělení, v tomto případě binomické. Jelikož obě vysvětlující proměnné jsou kategorické, nebylo nutno testovat na korelaci. Faktor hrající možnou roli ve vztahu k pravděpodobnosti poškození je i výška dřeviny. Ta nebyla do modelu zahrnuta vzhledem k tomu, že při sběru dat nebyla zaznamenána informace o stáří poškození. Výška jedince v době, kdy byl poškozen, se mohla více či méně lišit od výšky jedince v době sběru dat.

Testované nulové hypotézy byly zvoleny následovně:

„H0a: pravděpodobnost poškození nezávisí na druhu dřeviny“

„H0b: pravděpodobnost poškození nezávisí na původu dřeviny“

Testování hypotéz proběhlo pomocí tabulky analýzy rozptylu, za použití Chí-kvadrát testovací statistiky. Výsledek testu byl označen jako statisticky signifikantní na hladině významnosti  $\alpha$  ( $\alpha$  zvolena 0.05), pokud došlo k zamítnutí nulové hypotézy. Jinými slovy, pokud daná p hodnota byla nižší než 0.05, pak nulová hypotéza byla označena jako neplatná.

Dále byla zjišťována hodnota disperzního parametru modelu. Ten byl vypočítán jako podíl reziduální deviance ku reziduálnímu počtu stupňů volnosti. Pokud vyšla hodnota disperzního parametru přibližně 1 (0.8–1.2), byl model vyhodnocen jako vhodný. V případě výrazně nižší hodnoty by poukazoval na malou variabilitu dat. V opačné situaci, tedy s hodnotou výrazně vyšší, by nastala tzv. overdisperze.

Procento variability vysvětlené celým modelem, případně jeho částmi, bylo spočítáno jako podíl deviance ku reziduální devianci nulového modelu. Nakonec byly ověřeny předpoklady, které jsou pro zobecněný lineární model s binomickým rozdělení následující: (i) nezávislost reziduí, (ii) homogenita rozptylu reziduí.

Je nutno zmínit, že odhadované parametry z výstupu summary jsou transformované link funkcí logit. Pro získání hodnot je nutné využít zpětnou transformaci funkcí expit. Obě tyto funkce náležejí binomickému rozdělení.

Pro zjištění závislosti mezi délkou terminálu, výškou a druhem jedince byl použit taktéž zobecněný lineární model, ovšem s Poissonovým rozdělením (délka terminálu i výška jedince je uvedena v celých, nezáporných číslech). Postup při tvorbě obou modelů je obdobný, ale právě díky zvolení jiného rozdělení se v jistých částech liší, proto je třeba popsat oba způsoby.

Nulové hypotézy byly zvoleny následovně:

„H0a: délka terminálu nezávisí na výšce jedince“

„H0b: délka terminálu nezávisí na druhu jedince“

Jelikož se jedná o Poissonovo rozdělení, byla nejdříve nutná kontrola na disperzní parametr, jehož výpočet byl vysvětlen výše. V tomto případě se při zjištění overdisperze vytvoří nový model s negativně binomickým rozdělením. Po vytvoření nového modelu je vhodné překontrolovat znovu hodnotu disperzního parametru. Testování hypotéz proběhlo stejným způsobem jako u předchozího modelu.

Pro získání odhadů parametrů a jejich následné použití pro vykreslení regresních přímk do grafu bylo nutné odhady zpětně transformovat pomocí inverzní funkce, v tomto případě funkcí exp. Odhady poskytnuté příkazem „summary“ jsou totiž transformované link funkcí log. Funkce byly zvoleny na základě negativně binomického rozdělení, ke kterému náležejí.

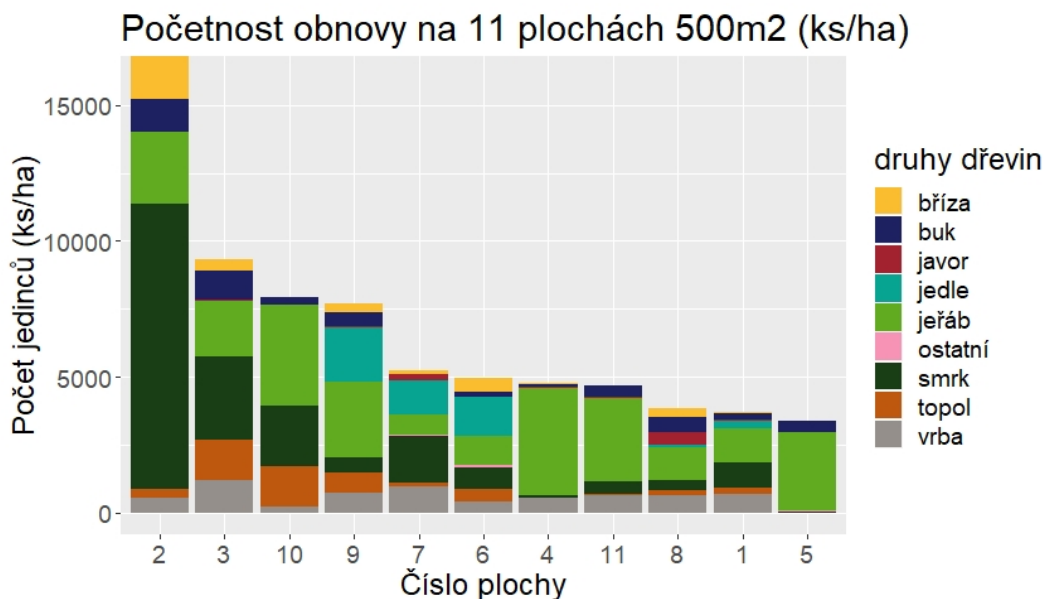
Opět byl model kontrolován na následující předpoklady: (i) nezávislost reziduí, (ii) homogenita rozptylu reziduí, (iii) normální rozdělení reziduí. Kontrola proběhla grafickou analýzou reziduí.

## 5. VÝSLEDKY

### 5.1 Početnost a druhová skladba obnovy

Na 11 plochách 500 m<sup>2</sup> (5 500 m<sup>2</sup>) bylo spočteno celkem 3 623 jedinců 11 různých druhů dřevin. V druhovém složení dominoval jeřáb ptačí (35 %), dále smrk ztepilý (29 %), vrby (9 %), jedle bělokorá (7 %), topol osika (7 %), buk (7 %), břízy (5 %), javor klen (1 %). Mezi dřeviny, které nepřesáhly 1 %, patřil jilm horský, borovice lesní a dub letní. Na ploše 28,3 m<sup>2</sup> byl opět dominantní dřevinou jeřáb (45 %), smrk (25 %), vrby (9 %), jedle (8 %), buk (6 %), topol (3 %), javor (2 %), břízy (2 %) a borovice (<1 %).

Celkový průměr hustoty zmlazení z 11 ploch byl 6 587 ks/ha (směrodatná odchylka 3 942). Minimální zjištěná hustota byla 3400 ks/ha, maximální 16 940 ks/ha, početnost obnovy je tedy značně variabilní (Obrázek 1). Na všech 11 plochách se obnova vyskytovala.



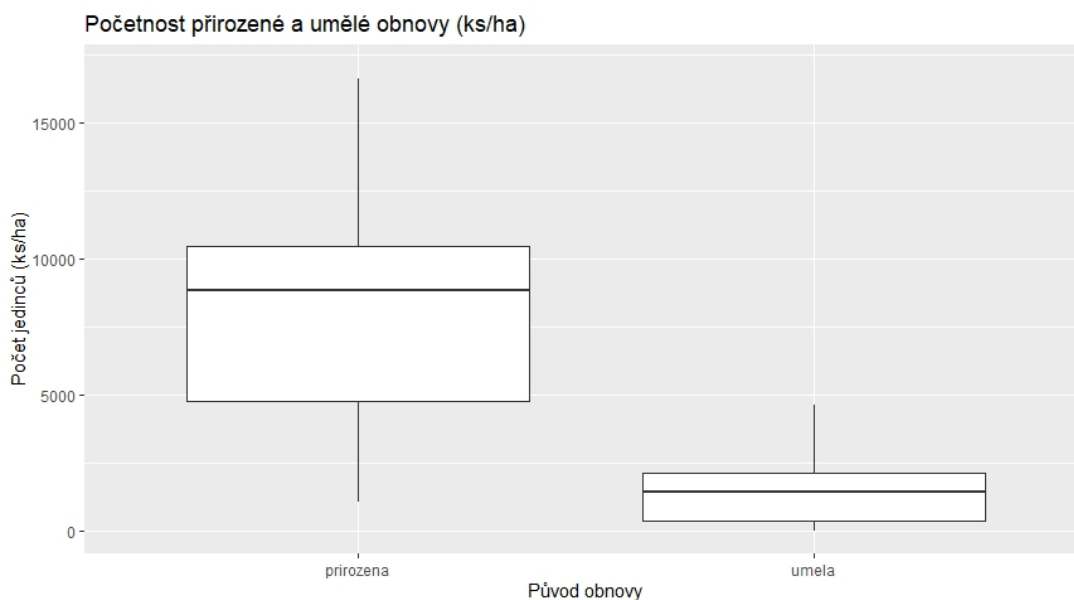
Obrázek 1 Sloupcový graf znázorňující početnost celkové obnovy na jednotlivých plochách vycházející z údajů na plochách 500 m<sup>2</sup>. Dále je znázorněna početnost podle druhu dřeviny. Do kategorie ostatní byly zařazeny dřeviny s výskytem pod 1 %, tzn. jilm horský, borovice lesní a dub letní.

Průměrná hustota všech nalezených druhů dřevin je v tabulce 1. Nejpočetnější dřevinou byl jeřáb ptačí s průměrnou hustotou 2 305 ks/ha (směrodatná odchylka 1 106). Minimální hustota zmlazení jeřábu byla 740 ks/ha, maximální 3 940 ks/ha. Průměrná hustota zmlazení smrku ztepilého byla 1 885 ks/ha (směrodatná odchylka 3 017). Minimální zjištěná hodnota byla 20 ks/ha. Maximální hustota zmlazení smrku

byla 10 520 ks/ha, což je nejvyšší zjištěná hodnota ze všech dřevin a zároveň přesahuje celkovou průměrnou hustotu ze všech 11 ploch (tj. 6 587 ks/ha).

Dřevina	Mean	Median	Sum	Minimum	Maximum	Variance	Std.Dev.	Standard (Error)
smrk	1885	820	20740	20	10520	9099607	3017	910
jeřáb	2305	2640	25360	740	3940	1222727	1106	333
vrba	602	640	6620	0	1200	108916	330	100
bříza	315	100	3460	0	1720	252087	502	151
topol	460	260	5060	0	1500	303600	551	166
jedle	460	0	5060	0	1980	529680	728	219
javor	91	40	1000	0	480	20349	143	43
buk	456	420	5020	40	1180	140225	374	113
dub	4	0	40	0	40	145	12	4
jilm horský	7	0	80	0	40	262	16	5
borovice lesní	2	0	20	0	20	36	6	2
celkem	6587	4940	72460	3400	16940	15538502	3942	1189

Tabulka 1 Tabulka popisné statistiky k údajům z 11 ploch (5 500 m<sup>2</sup>) obsahující informace o hustotě zmlazení jednotlivých druhů dřevin přepočtených v ks/ha.



Obrázek 2 Graf znázorňující početnost jedinců obou typů obnovy (umělá, přirozená) v ks/ha. Na krabicovém grafu je znázorněn medián, 1. a 3. kvartil, včetně minima a maxima pro oba typy obnovy. Rozdělení početnosti umělé i přirozené obnovy pochází z normálního rozdělení (testováno pomocí Shapiro – Wilkova testu normality).

Při porovnání početnosti mezi skupinami přirozené a umělé obnovy na ploše 28,3 m<sup>2</sup> bylo zjištěno, že existuje významný statistický rozdíl mezi oběma skupinami ( $p=0.0006$ ), jak je patrné i z grafu na obrázku 2. Minimální hustota přirozené obnovy byla 1060 ks/ha, byla přítomna na všech 11 zkoumaných plochách. Umělá obnova byla přítomna na 82 % (8 z 11) ploch. Maximální zjištěná hustota přirozené obnovy byla 16 608 ks/ha, umělé pak 4 594 ks/ha.

V druhové skladbě se na ploše 28,3 m<sup>2</sup> vyskytoval jeřáb ptačí, smrk ztepilý, vrby, topol osika, javor klen, bříza a borovice lesní. V umělé se vyskytoval buk lesní, jedle bělokora a javor klen. Na velké kruhové ploše 500 m<sup>2</sup> byly nalezeny i další druhy, jilm horský a dub letní.

dřevina	umělé výsadby zaznamenaná	
	2007-2018 ks/ha	obnova 2019 ks/ha
smrk ztepilý	0	1 885
jeřáb ptačí	0	2 305
vrby	0	602
břízy	0	315
topol osika	0	460
jedle bělokorá	829	460
javor klen	20	91
buk lesní	1 593	456
jilm horský	35	4
borovice lesní	0	7
dub letní	0	2
<b>celkem</b>	<b>2 477</b>	<b>6 587</b>

Tabulka 2 Porovnání hustoty vysazených jedinců na zkoumaném území v letech 2007–2018 s průměrnou hustotou jednotlivých druhů dřevin zaznamenaných při terénním šetření v roce 2019.

Z tabulky porovnání skutečně spočtené hustoty zmlazení z 11 ploch s výpisem z evidence o provedených výsadbách v letech 2007–2018 vyplývá, že umělá výsadba by tvořila 38 % z veškerého zmlazení v případě, že by všichni vysazení jedinci přežili (Tabulka 2). Ovšem pokud se porovná hustota výsadeb s hustotou nalezených dřevin, je patrné, že pokles hustoty nastal u všech druhů vysazených dřevin, tedy u jedle, buku a jilmu, kromě javoru, jehož početnost se zvýšila. Lze se ale domnívat, že úbytek nastal i u tohoto druhu, který se ovšem na lokalitě zmlazuje i přirozeně, pokles jedinců z původních výsadeb tedy nelze u této dřeviny hodnotit, jelikož byli pravděpodobně nahrazeni jedinci z přirozené obnovy.

druh dřeviny	nelze rozeznat	přirozená obnova	umělá obnova	celkový součet
borovice	0%	0%	0%	0%
břízy	0%	2%	0%	2%
buk lesní	0%	0%	6%	6%
javor klen	1%	0%	1%	2%
jedle bělokorá	0%	0%	8%	8%
jeřáb ptačí	0%	45%	0%	45%
smrk ztepilý	0%	25%	0%	25%
topol osika	0%	3%	0%	3%
vrby	0%	9%	0%	9%
<b>celkový součet</b>	<b>1%</b>	<b>84%</b>	<b>15%</b>	<b>100%</b>

Tabulka 3 Kontingenční tabulka podílů jednotlivých kategorií z celkového počtu obnovy na 11 plochách 28,3 m<sup>2</sup>

Z tabulky 3 vyplývá, že 84 % všech spočtených jedinců při terénním měření pocházelo z přirozené obnovy, maximální podíl umělé obnovy byl 16 %, tedy součet podílů kategorií „umělá obnova“ a „nelze rozpoznat“.



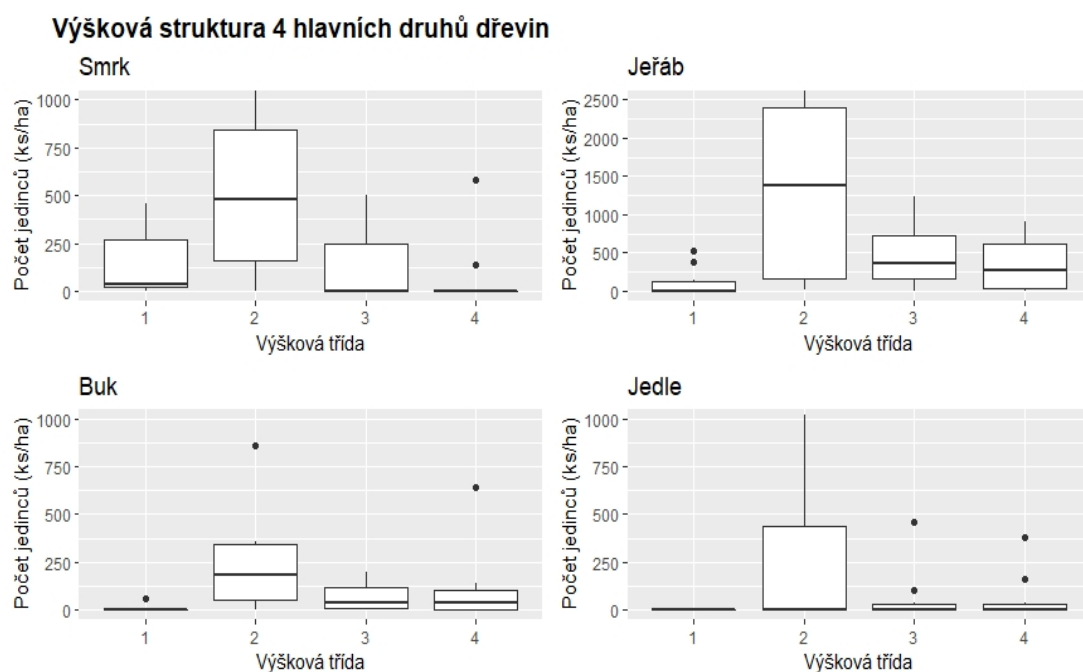
## 5.2 Výšková struktura

Průměrná hustota celkové obnovy (Tabulka 4) ve výškové kategorii 10–20 cm byla 518 ks/ha (směrodatná odchylka 590), tedy nejmenší zjištěná hustota. Nejvyšší zjištěná průměrná hustota, tj. 4 142 ks/ha (směrodatná odchylka 3 247), byla zjištěna u kategorie 20,1–130 cm. U kategorie 130,1–200 cm byla zjištěna průměrná hustota 1 027 ks/ha (směrodatná odchylka 672), u kategorie 200,1cm – DBH 69 mm byla zjištěna průměrná hustota 900 ks/ha (směrodatná odchylka 944).

Výšková třída	Mean	Median	Sum	Minimum	Maximum	Variance	Std.Dev.	Standard (Error)
10-20cm	518	140	5700	0	1440	348596	590	178
20,1-130cm	4142	3140	45560	1220	12120	10540756	3247	979
130,1-200cm	1027	1080	11300	0	1960	450982	672	202
200,1cm-DBH69mm	900	720	9900	0	2920	892000	944	285
celkem	6587	4940	72460	3400	16940	15538502	3942	1189

Tabulka 4 Popisná statistika k jednotlivým výškovým třídám.

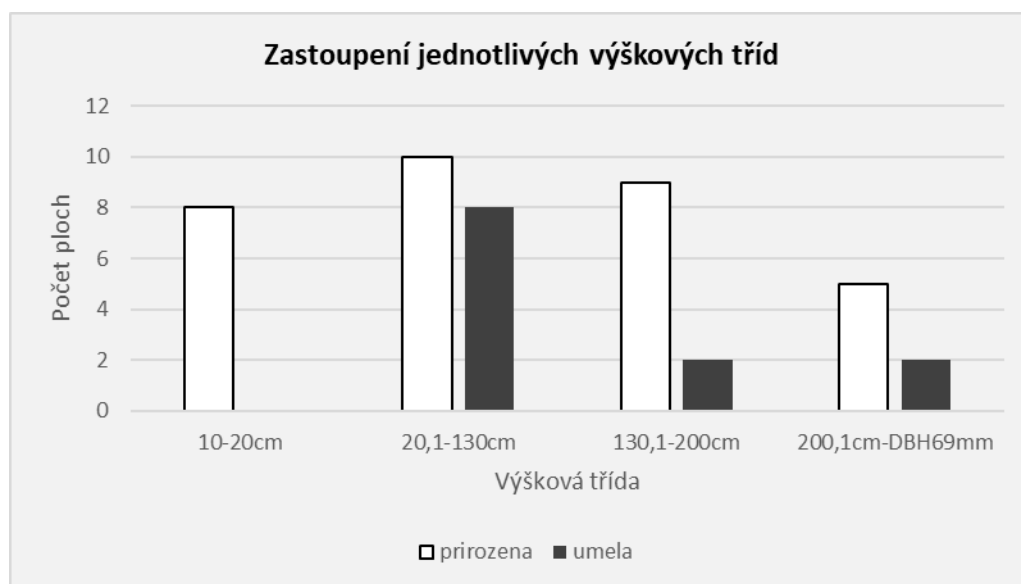
V procentuálním zastoupení připadá nejnižší kategorii 10–20 cm 8 %, kategorii 20,1–130 cm 63 %, kategorii 130,1–200 cm 16 % a nejvyšší kategorii 200,1 cm – DBH 69 mm 14 %.



Obrázek 3 Krabicové grafy počtu jedinců čtyř hlavních druhů dřevin ve výškových třídách z dat sebraných na plochách 500 m<sup>2</sup>, kde byl určen pouze druh dřeviny a výšková třída. Vzhledem k větší zkoumané ploše toto rozdělení lépe reprezentuje výškovou strukturu dřevin na lokalitě. V grafu jsou zobrazeny 4 výškové třídy, 10–20 cm (1), 20,1–130 cm (2), 130,1–200 cm (3), 200,1-DBH 69 mm (4). Pro zobrazení početnosti v ks/ha byly zvoleny osy y s různým měřítkem z důvodu lepší čitelnosti grafu, jelikož dřeviny mají rozdílné hodnoty početnosti (platí zvláště pro jeřáb).

Výšková struktura dřevin na lokalitě je značně variabilní (Obrázek 3). Nejvíce početná třída u všech 4 hlavních druhů dřevin byla 20,1–130 cm. Pro odhad budoucí struktury je zajímavá nejvyšší výšková třída, tedy 200,1–DBH 69 mm. V ní dominuje

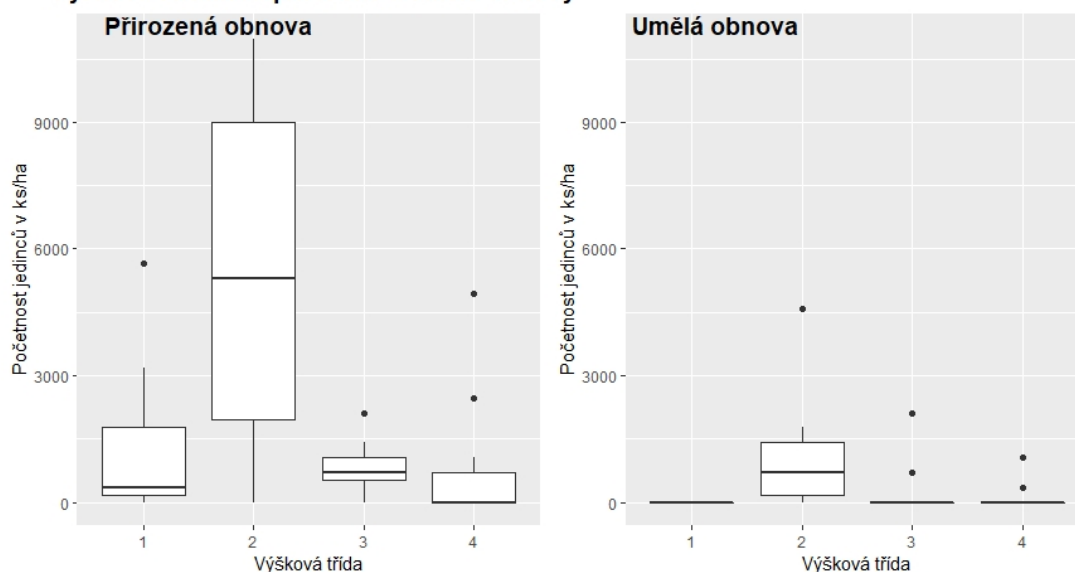
jeřáb s průměrnou hodnotou 363 ks/ha (směrodatná odchylka 331), dále buk se 101 ks/ha (směrodatná odchylka 185), smrk s 65 ks/ha (směrodatná odchylka 175) a jedle s průměrnou hustotou 54 ks/ha (směrodatná odchylka 118).



Obrázek 4 Sloupcový graf výskytu jednotlivých výškových tříd rozdělených podle typu obnovy na studovaných plochách. Data z ploch 28,3 m<sup>2</sup>, kde byla obnova rozlišena na přirozenou a umělou.

Výskyt jednotlivých výškových tříd na zkusných plochách je znázorněn grafem na obrázku 4. Přirozená obnova se vyskytovala ve všech výškových kategoriích. Výšková třída 10–20 cm byla zaznamenána na 72 % ploch, třída 20, –130 cm na 90 % ploch, třída 130,1–200 cm na 82 % ploch, třída 200,1 cm – DBH 69 mm na 45 % ploch. Umělá obnova se vyskytovala ve 3 ze 4 výškových tříd, chyběla v kategorii 10–20 cm. Výšková 20,1–130 cm byla zaznamenána na 72 % ploch, třída 130,1–200 cm a 200,1 cm – DBH 69 mm na 18 % ploch.

### Výšková struktura přirozené a umělé obnovy



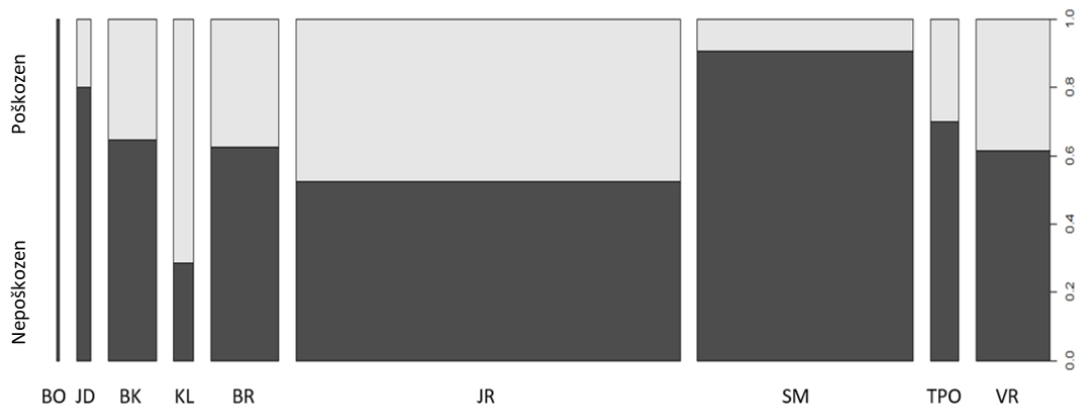
Obrázek 5 Krabicový graf počtu jedinců přirozené a umělé obnovy ve výškových třídách. Jsou zobrazeny 4 výškové třídy, 10-20 cm (1), 20,1-130 cm (2), 130,1-200 cm (3), 200,1-DBH 69 mm (4). Graf na základě dat z ploch 28,3 m<sup>2</sup>.

Graf na obrázku 5 zobrazuje výškovou strukturu obou typů obnovy. Přirozeně obnovených jedinců bylo ve výškové třídě 10–20 cm zaznamenáno 39 (15 % jedinců), ve výškové třídě 20,1–130 cm 163 (64 % jedinců), ve výškové třídě 130,1–200 cm 25 (10 % jedinců) a ve výškové třídě 200,1 cm – DBH69 mm 26 (10 % jedinců). Celkový počet jedinců přirozené obnovy zaznamenaný na 11 plochách 28,3 m<sup>2</sup> ve všech výškových třídách byl 253.

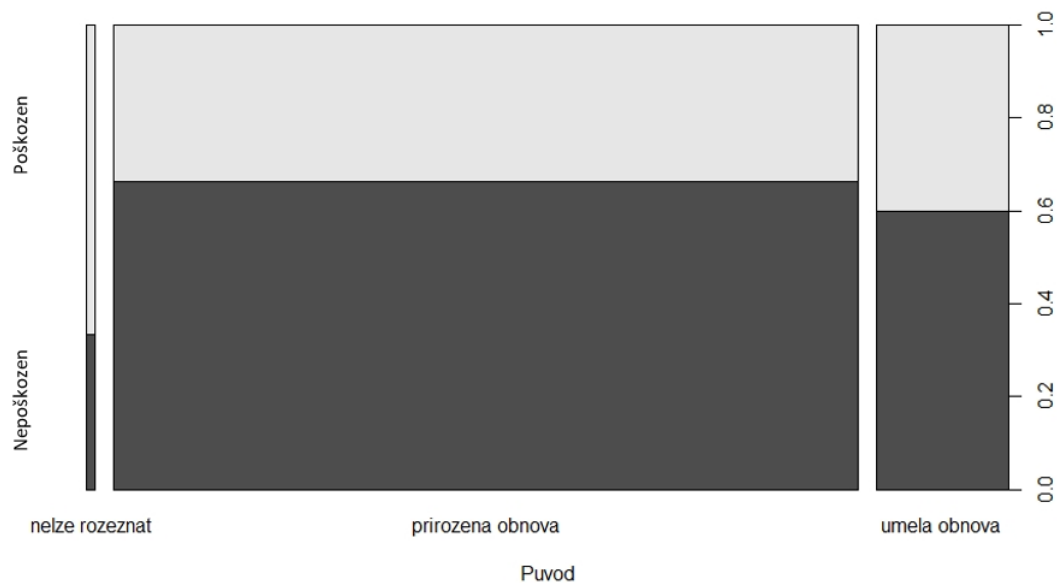
Uměle vysazených jedinců bylo ve výškové třídě 20,1–130 cm 33 (73 % jedinců), ve výškové třídě 130,1–200 cm 8 (18 % jedinců) a ve výškové třídě 200,1cm – DBH 69 mm 4 (9 % jedinců). Ve výškové třídě 10–20 cm nebyl zaznamenán žádný jedinec umělé obnovy. Celkový počet jedinců zaznamenaný na 11 plochách 28,3 m<sup>2</sup> ve všech výškových třídách byl 45.

Při testování zastoupení obou typů obnovy ve výškových třídách 20,1–130 cm až 200,1–DBH 69 mm byl zjištěn významný statistický rozdíl ( $p=0.022$ ). Jak je vidět v grafu č. 5, přirozená obnova se vyskytuje početně i ve výškové třídě 10–20 cm.

### 5.3 Poškození obnovy zvěří



Obrázek 6 Pravidelnost poškození (poškozen, nepoškozen) v závislosti na druhu dřeviny. Na ose x jsou jednotlivé druhy dřeviny (BO – borovice lesní, JD – jedle bělokorá, BK – buk lesní, KL – javor klen, BR – břízy, JR – jeřáb ptačí, SM – smrk ztepilý, TPO – topol osika, VR – vrby), na ose y kategorie poškozen, nepoškozen, na ose z pak pravidelnost poškození od 0 do 1. Černá barva značí nepoškození, šedá barva poškození. Šířka jednotlivých sloupců se liší podle počtu dřevin jednotlivých druhů.

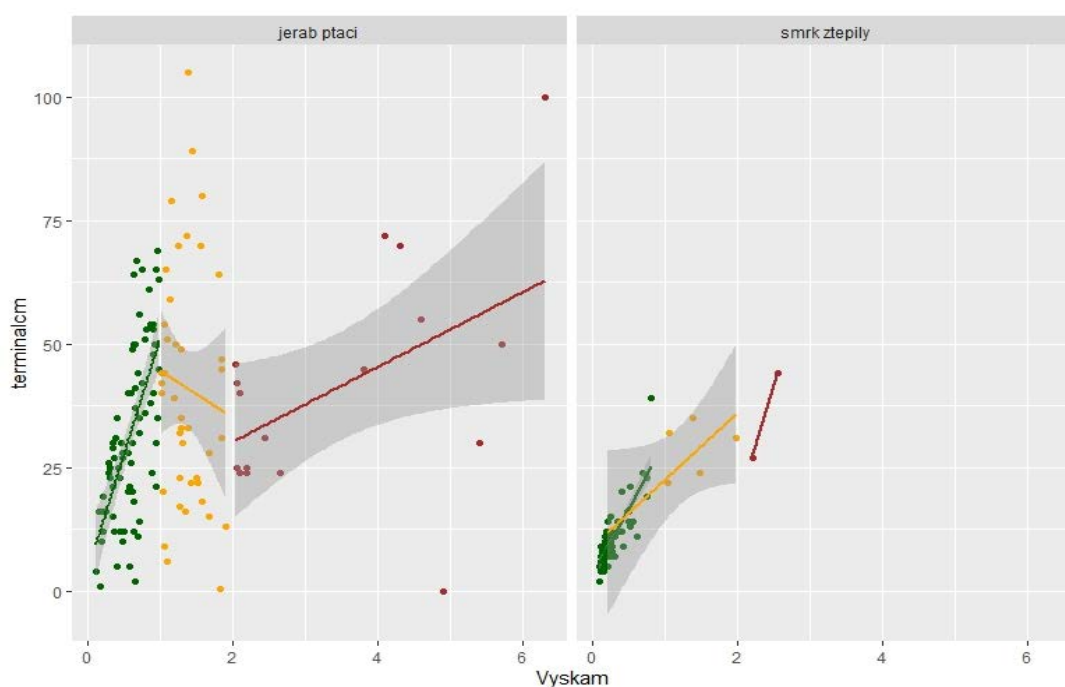


Obrázek 7 Závislost poškození na původu dřeviny, na ose x jsou 3 kategorie, tj. „přirozená obnova“, „umělá obnova“ a „nelze rozpoznat“, na ose y opět pravidelnost poškození (1 - poškozen, 0 - nepoškozen). Šířka sloupců se liší podle početnosti jednotlivých skupin.

Ukázalo se, že na pravidelnost poškození má jednoznačně vliv druh dřeviny ( $p=1.511e-06$ ) (Obrázek 6), naopak vliv původu dřeviny na poškození (Obrázek 7) nebyl prokázán ( $p=0.809$ ). Nejvíce poškozením ohroženou dřevinou je javor klen (odhad pravidelnosti poškození 66 %) a jeřáb ptačí (47 %), nejméně pak borovice (0 %) a smrk (9 %). Odhad pravidelnosti poškození byl transformován funkcí expit. V modelu nebyla zjištěna významná interakce.

Předpoklady byly splněny, disperzní parametr vyšel v normě (1.19). Modelem bylo vysvětleno 10.7 % variability.

Dále byla testována závislost mezi délkou loňského terminálu a výškou jedince u dvou druhů dřevin, u smrku ztepilého a jeřábu ptačího (Obrázek 8). K tomuto testování byl použit taktéž obecný lineární model. Disperzní parametr nevyšel v normě (8.25), nastala overdisperze, proto byl vytvořen nový model. Disperzní parametr u nového modelu již vyšel v pořádku (1.06). Bylo zjištěno, že délka terminálu závisí na výšce jedince ( $p=2.2e-16$ ), stejně tak na druhu dřeviny ( $p=2.2e-16$ ). V modelu byla zjištěna významná interakce mezi druhem a výškou dřeviny, která má taktéž vliv na délku terminálu ( $p=5.895e-08$ ). Modelem bylo vysvětleno 49,8 % variability. Předpoklady byly splněny.



Obrázek 8 Graf závislosti rostoucí délky terminálu (v cm) na rostoucí výšce jedince (v m) pro dva různé druhy, smrk ztepilý a jeřáb ptačí. Dřeviny byly rozděleny do kategorií 0-1 m, 1.01-2 m, 2.01 m a více. Z toho rozdělení je možno vidět změnu ve sklonu růstu terminálu u jeřábu, na rozdíl od smrku, kde terminál konstantně přirůstá.

## 6. DISKUSE

### 6.1 Početnost přirozené a umělé obnovy

Početnost obnovy je na jednotlivých zkusných plochách značně variabilní s rozsahem 3400 ks/ha – 16 940 ks/ha. Z výsledků vyplývá, že přirozená obnova je v porovnání s umělou na zájmové lokalitě značně početnější. Ke stejnému závěru došel i Ackzell (1993) při studii různých typů obnovy borovice lesní v boreálních lesích na severu Švédska. Naopak Schönenberger (2002) ve své studii horského smrkového lesa, narušeného orkámem Vivien ve švýcarských Alpách, vyhodnotil přirozenou obnovu v porovnání s umělou jako méně početnou i po několika letech od narušení. Po srovnání terénních dat s výpisem z lesnické evidence bylo zjištěno, že umělá obnova tvoří maximálně 16 % z celkové obnovy, přirozená obnova pak 84 %. Podobný poměr obnovy byl zjištěn i na pasece u šumavského jezera Laka (Čížková et Hubený, 2018). Dostatečnou přirozenou obnovu dále zjistili i Štícha et al. (2013) v horském smrkovém lese na Modravě s hustotou 1 493 ks/ha, Jonášová et al. (2010) v horském smrkovém lese v Tatrách po disturbanci větrem a následné asanaci s hustotou 1210 ks/ha, Michalová et al. (2017) taktéž v horském smrkovém lese po disturbanci větrem s hustotou 8 611 ks/ha na bezzásahových plochách a s hustotou 3 118 ks/ha na asanovaných plochách 7 let po narušení, Nagel et al. (2007) ve smíšeném jedlobukovém lese v Dinárských Alpách 21 let po narušení větrem s hustotou okolo 13 000 ks/ha a Winter et al. (2015) v smrkobukovém lese vyšších poloh s hustotou okolo 5000 ks/ha 20 let po disturbanci. V porovnání s jinými studiemi je tedy přirozená obnova na lokalitě v rozmezí hodnot, které byly vyhodnoceny jako dostatečné pro zajištění kontinuity lesního porostu.

### 6.2 Druhovú skladba

Aktuální druhové složení nově vznikajícího porostu je mnohem více rozmanité oproti porostu předchozímu. V druhové skladbě před vykácením byl dominantní smrk. Nyní je na lokalitě jeho početnost stále vysoká, je to druhá nejčastější dřevina s průměrnou hustotou 1 885 ks/ha. Nově se na lokalitě vyskytuje 11 různých druhů dřevin. Důvodem jsou jak umělé výsadby, které druhové složení obohatily o 3 druhy dřevin, tj. jedle bělokorá, buk lesní a v minimálním podílu jilm horský, tak výskyt světlomilného jeřábu či pionýrských druhů dřevin, jako jsou břízy (5 % podílu z celkové obnovy), vrby (9 %) a topol osika (7 %). Zvýšený výskyt pionýrských druhů

po disturbanci a následné asanaci zaznamenali i Jonášová et Prach (2004), Rozman et al. (2015). Velmi početné zastoupení jeřábu na lokalitě je poměrně zajímavé, jeřáb představuje nejpočetnější dřevinu s průměrnou hustotou 2 305 ks/ha. Dominance jeřábu ve vyšších polohách není typická, tvoří většinou malé procento obnovy (Čížková et Hubený, 2018, Fidej et al., 2018, Holeksa et al., 2018), přesto může dočasně kolonizovat porostní mezery po narušení smrkového porostu (Jonášová et Prach, 2004). Vysoká denzita jeřábu na této pasece může být dána způsobem, jakým paseka vznikala, tedy postupným rozšiřováním porostních mezer během několika let. Prostorová distribuce obnovy jeřábu ptačího je totiž vázána na chování ptáků, kteří se živí jeho plody. Ptáci se zdržují na kraji porostu, který jim poskytuje ochranu, na rozdíl od otevřeného prostranství. Největší hustota jeřábů bývá na okraji porostní mezery. Ptáci po konzumaci plodů sedají na stromy v okolí, které jim zajistí úkryt před predátory. Plody stráví poměrně rychle a semínka vyloučí na zem pod stromy. Čím delší vzdálenost od okraje porostní mezery, tím početnost zmlazení jeřábu výrazně klesá (Zywiec et Ledwon, 2008).

V přirozené obnově se vyskytoval jeřáb ptačí, smrk ztepilý, vrby, topol osika, břízy, javor klen, borovice lesní. Diverzita dřevin z přirozené obnovy je větší než diverzita dřevin uměle vysazených. Ovšem v přirozeném náletu chybí jedle bělokorá i buk lesní, tedy dřeviny charakteristické pro tento vegetační stupeň. Ty byly na ploše doplněny umělými výsadbami. V porovnání s předchozí druhovou skladbou se současná skladba více blíží teoretické přirozené druhové skladbě pro tento typ stanoviště, biodiverzita dřevin je bezpochyby větší, než byla před narušením předešlého porostu.

### **6.3 Výšková struktura**

Distribuce jedinců různých druhů dřevin ve výškových třídách byla odlišná. Shodně se všechny dřeviny vyskytovaly nejvíce početně ve výškové třídě 20–130 cm. Smrk se vyskytoval hojně i ve výškové třídě 10–20 cm, ovšem v nejvyšší kategorii nad 2m výšky se vyskytoval sporadicky, na rozdíl od jeřábu a buku. Jedle byla ze všech dřevin co do výškové struktury nejvíce homogenní.

Při snaze odhadnout budoucí vývoj porostu je důležitá nejvyšší výšková třída s ohledem na denzitu dřevin (Havira et al., 2017). Jedinci ve výškové třídě nad 2 m výšky jsou sice zvýhodněni oproti nižším jedincům (Havira et al., 2017), ale vzhledem nižšímu zastoupení této třídy na lokalitě se dá očekávat, že charakter budoucího porostu budou udávat i nižší, zato mnohem početnější výškové třídy. Nejvíce

početnou dřevinou je na lokalitě jeřáb, dále smrk, podíl buku a jedle v obnově nově vznikajícího porostu je aktuálně 7 % u obou dřevin. I přes výrazný úbytek vysazených buků a jedlí (viz tabulka 2) se dá očekávat, že jejich podíl nebude již výrazně klesat vzhledem k tomu, že mortalita obnovy se markantně snižuje s přibývajícími roky (Collet et LeMoguedec, 2007, Macek et al., 2017). Do budoucna tedy lze předpokládat, že nově se formující porost bude díky svému početnému zastoupení tvořit převážně smrk s malým podílem jeřábu. V některých částech paseky se bude vyskytovat buk a jedle, může se zachovat i příměs klenu.

Dle výsledků byl zjištěn významný statistický rozdíl mezi jednotlivými výškovými třídami přirozené a umělé obnovy. Přirozená obnova je oproti umělé více variabilní, jelikož se vyskytuje poměrně hojně i ve výškové třídě 10–20 cm. Ta byla vyhodnocena u přirozené obnovy jako druhá nejpočetnější. Z toho plyne, že obnova porostu na lokalitě je kontinuálně zajišťována přírodními procesy.

Z výsledků vyplývá, že nově se formující porost bude zajištěn nejen dostatečně početnou obnovou, ale bude i svou výškovou strukturou heterogenní, právě díky přirozené obnově, která se vyskytuje ve všech výškových třídách (Obrázek 5). Tím bude zajištěna i heterogenita porostu po případných budoucích disturbancích (Bače et al., 2015).

## 6.4 Poškození obnovy zvěří

Jednou z otázek, která vyplynula z rešeršní části práce bylo, zda je zvěří více poškozovaná přirozená či umělá obnova, nebo zda mezi nimi není rozdíl. Podle některých autorů (Barančková et al., 2007, Čermák, 2008, Čermák, 2011) je umělá obnova více ohrožena poškozením zvěří než obnova přirozená. Dle výsledků oba typy obnovy podléhají poškození stejnou měrou, závislost mezi poškozením a původem obnovy nebyla v této práci potvrzena. Bylo ale zjištěno, že významný vliv na pravděpodobnost poškození má druh dřeviny. Tím je s největší pravděpodobností dáno, proč nebyl rozdíl v míře poškození mezi oběma typy obnovy. Na lokalitě se přirozeně vyskytovaly zcela jiné dřeviny, než byly vysázeny. Z toho plyne, že efekt původu mohl být překryt efektem druhu, který vysvětluje většinu variability popsanou modelem.

Nejvíce poškozovanou dřevinou byl javor klen (66 % poškozených jedinců ze 7), jeřáb ptačí (47 % poškozených jedinců ze 132). Naopak nejméně poškozovanou dřevinou byla borovice (0 % poškozených jedinců z 1) a smrk (9 % poškozených jedinců ze 76). Nízký podíl poškozených jedinců měla i jedle, což se neshoduje s



tvrzením jiných autorů, kteří uvádí jedli jako dřevinu významně ohroženou okusem (Průša, 2001). Důvodem malého počtu poškozených jedinců na zkoumané lokalitě je pravděpodobně ochrana této dřeviny, a to jak individuální mechanickou i chemickou ochranou, tak plošným oplocením. Preferenci určitých druhů popsal i Ramirez et al. (2018) a Rhodes et Clair (2018). Významně více jsou poškozovány listnaté dřeviny, zvláště pak javor klen a jeřáb ptačí. Právě tyto dva druhy byly na této lokalitě nejvíce poškozované. Atraktivitu listnatých dřevin zmiňuje i Ramirez et al. (2019). Čermák (2011) uvádí, že kromě původu či druhu dřeviny záleží i na početním zastoupení. Málo početné, a tím pádem vzácné, dřeviny by měly být poškozovány častěji. To by se potvrdilo v případě klenu, jelikož byl nejčastěji poškozovaný a oproti ostatním dřevinám v malém zastoupení, ovšem nejméně početnou dřevinou byla borovice, která byla poškozována nejméně (0 % poškozených jedinců z 1). Stejně tak pravidlo neplatí ani v případě jeřábu, který byl druhou nejvíce poškozovanou dřevinou, ale co se týče početnosti, tak v druhové skladbě dominuje s 35% zastoupením.

Z grafu na obrázku 8, který vyjadřuje vztah výšky jedince a délky loňského terminálu, je patrné, že délka terminálu u jeřábu ptačího s výškou jedince 1,01–2 m klesá, což může být způsobeno výrazným okusem této dřeviny. Je také vidět výrazný úbytek vyšších hodnot délky terminálu u jedinců jeřábu s výškou okolo 2 m. Na vině je s největší pravděpodobností právě poškození okusem, protože u většího počtu jedinců s výškou okolo 2 m byly uštipány loňské terminály.

## 6.5 Vlastní doporučení

Z terénního šetření vyplynulo, že na lokalitě dominuje přirozená obnova, která bude převážně tvořit novou generaci lesního porostu. Zjištění koresponduje s aktuálním trendem snižování podílu umělé obnovy v NP Šumava, který můžeme pozorovat zvláště v posledních dvou letech, kdy se výrazně omezuje plocha zajišťovaná umělou výsadbou (Správa NP Šumava ©2018). Z hlediska managementu by bylo do budoucna možné snížit využití umělé obnovy na nutné minimum, vzhledem k ekologickým rizikům popsaných v teoretické části práce. Měla by sloužit pouze jako prostředek doplnění chybějících dřevin přirozené obnovy za účelem přiblížení se k přirozené druhové skladbě porostu. V takovém případě by měly být introdukovány ty druhy dřevin, které se v porostu neobnovují přirozeně, ale jsou pro dané společenstvo ekologicky významné. Dalším důvodem by mohlo být použití umělé obnovy na místech, kde je přirozená obnova zpomalená či nedostatečná, zvláště pokud les plní ochrannou funkci, např. půdoochranou, tedy protierozní, protilavinovou aj., a rychlá obnova porostu po narušení je klíčová k jejímu zajištění. Umělá výsadba by měla být

využívána výlučně ve výrazně pozměněných částech parku, které byly v minulosti silně ovlivněny lidskou činností. Vzhledem k tomu, že NP Šumava má výjimku z doby nutné k zalesnění a zajištění porostu na 30 let, poskytuje toto časové rozmezí dostatečnou rezervu pro využití přírodních procesů a samovolné obnovení porostu. Další redukování uměle zalesňovaných ploch by vedlo k úspoře finančních nákladů za provoz lesních školek produkující sadební materiál pro potřeby NP Šumava, dále za prostředky vynakládané na provádění výsadeb a ochranu sazenic. Stejně tak by se rozšířila možnost zkoumání různých trajektorií obnovy po kumulativním efektu přírodních disturbancí v kombinaci s asanační těžbou.

## 6.6 Kritický pohled na praktickou část práce

Kvůli nízké početnosti umělé obnovy na této lokalitě by byl vhodnější větší vzorek dat. To by mohlo být zajištěno sběrem dat pouze na menších kruhových plochách 28,3 m<sup>2</sup> a navýšením jejich počtu. Ovšem inventarizace stejně velké plochy, jaké bylo dosaženo měřením 11 bodů s plochou 500 m<sup>2</sup> (tedy 5 500 m<sup>2</sup>), by bylo pomocí výhradně malých kruhových ploch 28,3 m<sup>2</sup> výrazně časově náročnější. Další nevýhodou tohoto řešení by byla obtížnější srovnatelnost s jinými monitoračními plochami. Metodika této práce vycházela z metodiky biomonitoringu NP Šumava, takže data sebraná tímto způsobem mohou být použita a porovnána s jinými monitoračními plochami v NP Šumava.

Vzhledem k nesnadnému určování přirozené a umělé obnovy, jak již bylo zdůvodněno a popsáno v metodické části práce, by mohla být kategorie umělé obnovy mírně nadhodnocena. Tento fakt by ale neměl výrazně ovlivnit výsledek vzhledem k tomu, že kategorie původu dřevin „nelze rozpoznat“ představovala po reklasifikaci 1 % z celkového počtu (celkem 3 jedinci javoru klenu). Zároveň z určování obnovy vyplývá i riziko lidského faktoru v tomto výzkumu, protože stanovení původu není jednoznačná kvantitativní veličina, která by se dala přesně změřit. Při sběru terénních dat byla snaha o maximálně přesné a objektivní určení původu pomocí znaků, které byly popsány v metodické části. Přesto je nutné připustit, že záleží na zkušenostech a úsudku výzkumníka, který obnovu hodnotí. Tento faktor byl do jisté míry ošetřen reklasifikací a kontrolou s výpisem z lesnické evidence o provedených výsadbách.

## 7. ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE

Cílem této práce bylo zhodnotit možnosti přirozené a umělé obnovy po přírodních disturbancích následovaných asanační těžbou. Byly zkoumány různé aspekty, jako je početnost, druhové složení, výšková struktura či poškození dřevin zvíředy. Z výsledků vyplynulo, že v zájmovém území je přirozená obnova početně dostatečná, druhově bohatá a svou strukturou heterogenní. Výsledky práce jsou v souladu s výsledky jiných autorů (Ackzell, 1993, Čížková et Hubený, 2018, Jonášová et al., 2010, Michalová et al., 2017, Nagel et al., 2007, Štícha et al., 2013, Winter et al., 2015), což podporuje tvrzení, že je možné využít v procesu obnovy lesa dřeviny, které se na lokalitě přirozeně zmlazují, a využít tak ekologických i ekonomických předností přirozené obnovy.

V přirozené obnově se neobjevily druhy, které by se v potenciální přirozené skladbě smrkobukového stupně mohly vyskytovat – buk lesní a jedle bělokorá, ty byly zajištěny umělou obnovou. Umělá výsadba s původní hustotou 2 477 ks/ha nyní představuje maximálně 16 % z celkově zaznamenané obnovy. Vzhledem k vysokým finančním nákladům a jiným mimoprodukčním nevýhodám umělé obnovy, které byly popsány v této práci, je na místě otázka, zda je snaha o změnu druhové skladby opravdu smysluplná. Hlavním cílem zájmu v rámci Národního parku by mělo být plnění ekosystémových služeb lesa spolu s respektováním dynamiky lesního ekosystému na všech stupních přirozenosti, kterých daný ekosystém v určitou chvíli dosahuje. Rozhodujícím faktorem by tedy mělo být, zda absence určitých druhů dřevin může ovlivnit plnění těchto funkcí. Teoretická představa o směru vývoje a budoucí skladbě porostu by neměla být prosazována na úkor skutečného spontánního vývoje (Hofmeister, 2020).

Aktuálnost zvoleného tématu je dána očekávanými změnami v disturbančním režimu ve vztahu ke změně klimatu. Předpokládá se, že se přírodní narušení budou stupňovat, volba správného managementu obnovy zasažených lokalit je tedy na místě.

## 8. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

- ACKZELL, Lennart. A comparison of planting, sowing and natural regeneration for *Pinus sylvestris* (L.) in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* [. 1993, 61(3-4), 229-245.
- AMMER, Christian. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*. 1996, 88(1-2), 43-53.
- BAČE, Radek, Miroslav SVOBODA, Pavel JANDA, Robert C. MORRISSEY, Jan WILD, Jennifer L. CLEAR, Vojtěch ČADA et Daniel C. DONATO. Legacy of Pre-Disturbance Spatial Pattern Determines Early Structural Diversity following Severe Disturbance in Montane Spruce Forests. *PLOS ONE*. 2015, 10(9).
- BARANČEKOVÁ, Miroslava, Jarmila KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ et Miroslav HOMOLKA. Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. *Folia Zoologica*. 2007, 56(4): 354-364.
- COLLET, Catherine et Gilles LE MOGUEDEC. Individual seedling mortality as a function of size, growth and competition in naturally regenerated beech seedlings. *Forestry*. 2007, 80(4), 359-370.
- CÔTÉ, Steeve D., Thomas P. ROONEY, Jean-Pierre TREMBLAY, Christian DUSSAULT et Donald M. WALLER. Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2004, 35(1), 113-147.
- ČADA, Vojtěch, Robert C. MORRISSEY, Zuzana MICHALOVÁ, Radek BAČE, Pavel JANDA et Miroslav SVOBODA. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*. 2016, 363, 169-178.
- ČERMÁK, Petr. Okus dřevin ve vztahu k jejich zastoupení v obnově. *Lesnická práce*. 2008, 11, 16-17.
- ČERMÁK, Petr. Vliv ošetření proti buřeni na růst dřevin a výši poškození okusem. *Lesnická práce*. 2011, 10, 14-15.
- ČERMÁK, Petr et Radomír MRKVA. Okus semenáčků v honitbě – monitorování okusu jako podklad pro plánování a kontrolu početnosti spárkatých přežvýkavců. *Lesnická práce*. 2003, 1, 40-41.
- Česká geologická služba ©2013: Geologická mapa 1:25 000. Geovědní mapy [online]. Praha, Česká geologická služba [cit. 2020-03-10]. Dostupné z:  
<[http://mapy.geology.cz/geocr\\_25/](http://mapy.geology.cz/geocr_25/)>
- ČÍŽKOVÁ, Pavla et Pavel HUBENÝ. Zmlazení na pasece u jezera Laka. 2018, 35s.
- ČÚZK © 2019: Mapové aplikace Národního parku Šumava [online]. Praha, ČÚZK [cit. 2020-03-10]. Dostupné z:  
< <https://geoportal.npsumava.cz/>>
- ČÚZK ©2018: DMR 4G. Aplikace analýzy výškopisu [online]. Praha, ČÚZK [cit. 2020-03-10]. Dostupné z:  
<<https://ags.cuzk.cz/dmr/>>

- FELDMANN, Eike, Lars DRÖSSLER, Markus HAUCK, Stanislav KUCBEL, Viliam PICHLER et Christoph LEUSCHNER. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management*. 2018, 415-416, 38-46.
- FIDEJ, Gal, Andrej ROZMAN et Jurij DIACI. Drivers of regeneration dynamics following salvage logging and different silvicultural treatments in windthrow areas in Slovenia. *Forest Ecology and Management*. 2018, 409, 378-389.
- FIRM, Dejan, Thomas A. NAGEL et Jurij DIACI. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management*. 2009, 257(9), 1893-1901.
- HAIS, Martin et Tomáš KUČERA. Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: remote sensing and GIS approach. *European Journal of Forest Research*. 2008, 127(4), 327-336.
- HAVIRA, Miroslav et Vojtěch ČADA. Lýkožrout smrkový v horských smrčínách – hrozba, nebo příležitost?. *Ochrana přírody*. 2018, 2, 30-32.
- HAVIRA, Miroslav, Radek BAČE, Vojtěch ČADA et Miroslav SVOBODA. Množství a výšková struktura odrostlého zmlazení v horském smrkovém lese Hrubého Jeseníku. *Zprávy lesnického výzkumu*, 2017, 62 (1): 33–41.
- HOLEKSA, Jan, Peter JALOVIAR, Stanislav KUCBEL, et al. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management*. 2017, 388, 79-89.
- HOLGÉN, Per et Björn HÅNELL. Performance of planted and naturally regenerated seedlings in *Picea abies*-dominated shelterwood stands and clearcuts in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 2000, 127(1-73), 129-138.
- HOFMEISTER, Jeňýk. Dynamika vývoje lesa a přístupů k její ochraně: nazrál čas k dalšímu kroku?. *Ochrana přírody*. 2020, 3, 34-36.
- JANDA, Pavel, Volodymyr TROTSIUK, Martin MIKOLÁŠ, et al. The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *Forest Ecology and Management*. 2017, 388, 67-78.
- JANÍK, David, Dušan ADAM, Libor HORT, Kamil KRÁL, Pavel ŠAMONIL, Pavel UNAR et Tomáš VRŠKA. Tree spatial patterns of *Abies alba* and *Fagus sylvatica* in the Western Carpathians over 30 years. *European Journal of Forest Research*. 2014, 133(6), 1015-1028.
- JONÁŠOVÁ, Magda. Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa*. 2013, 5, 216-219.
- JONÁŠOVÁ, Magda et Karel PRACH. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*. 2004, 23(1), 15-27.
- JONÁŠOVÁ, Magda, Eva VÁVROVÁ et Pavel CUDLÍN. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*. 2010, 259(6), 1127-1134.
- JURÁSEK Antonín et Jarmila MARTINCOVÁ. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského NP. *Sborník konference Opočno, 1996*. 133-141.

- JURÁSEK Antonín et Jarmila MARTINCOVÁ. Specifické požadavky použití sadebního materiálu v horských oblastech. Přirozená a umělá obnova, přednosti, nevýhody a omezení. Sborník konference ČZU, Kostelec n. Č.l., 2004. 57-64.
- KAŠPAR, Jakub, Pavel ŠAMONIL, Ivana VAŠÍČKOVÁ, Dušan ADAM a Pavel DANĚK. Woody species-specific disturbance regimes and strategies in mixed mountain temperate forests in the Šumava Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research*. 2020, 139(1), 97-109.
- KOLÍN, Stanislav. Deformace kořenového systému – stabilita budoucích porostů. *Lesnická práce*. 2001, 80, 155.
- KORPEL, Štefan. Pestovanie lesa : Vysokoškolská učebnica pre lesnícke fakulty VŠLD a VŠZ, študij. odbor Lesné inžinierstvo. 1. vyd. [s. l.]: Príroda, 1991.
- KRAMER, Kathrin, Peter BRANG, Hansheinrich BACHOFEN, Harald BUGMANN et Thomas WOHLGEMUTH. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*. 2014, 331, 116-128.
- KUPKA, Ivo. Posouzení možností umělé a přirozené obnovy lesních porostů a potřeby reprodukčního materiálu v NP Šumava. Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava, sborník konference ČZU, Kostelec n. Č.l., 2000. 92-98.
- KUPKA, Ivo. Přirozená a umělá obnova, jejich přednosti, omezení a nevýhody. In: Přirozená a umělá obnova – přednosti, nevýhody a omezení, Sborník konference ČZU, Kostelec n. Č.l., 2004. 5-12.
- LESSER, Mark R., Martin DOVCIK, Rachel WHEAT, et al. Modelling white-tailed deer impacts on forest regeneration to inform deer management options at landscape scales. *Forest Ecology and Management* . 2019, 448, 395-408.
- LEVERKUS, Alexandro B., David B. LINDENMAYER, Simon THORN et Lena GUSTAFSSON. Salvage logging in the world's forests: Interactions between natural disturbance and logging need recognition. *Global Ecology and Biogeography*. 2018a), 27(10), 1140-1154.
- LEVERKUS, Alexandro B., José María REY BENAYAS, Jorge CASTRO, et al. Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services — a systematic map. *Canadian Journal of Forest Research*. 2018b), 48(9), 983-1000.
- LEVERKUS, Alexandro B. et Jorge CASTRO. An ecosystem services approach to the ecological effects of salvage logging: valuation of seed dispersal. *Ecological Applications*. 2017, 27(4), 1057-1063.
- LINDENMAYER, David B. et Richard .F. NOSS. Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*. 2006, 20(4), 949-958.
- MACEK, Martin, Jan WILD, Martin KOPECKÝ, et al. Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. *Ecological Applications* [online]. 2017, 27(1), 156-167.
- MARTINÍK, Antonín, Lumír DOBROVOLNÝ et Václav HURT. Comparison of different forest regeneration methods after windthrow. *Journal of Forest Science*. 2014, 60(5), 190-197.

- McIVER, James D. et Lynn STARR. Environmental effects of postfire logging: Literature review and annotated bibliography. General Technical Report PNW-GTR 72. USDA Forest Service, Washington, D.C., USA.
- MÍCHAL, Igor. Ekologická stabilita. 2. rozš. vyd. Brno: Ministerstvo životního prostředí ČR, 1994.
- MICHALOVÁ, Zuzana, Robert MORRISSEY, Thomas WOHLGEMUTH, Radek BAČE, Peter FLEISCHER et Miroslav SVOBODA. Salvage-Logging after Windstorm Leads to Structural and Functional Homogenization of Understory Layer and Delayed Spruce Tree Recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests* [online]. 2017, 8(3), 88.
- MOTTA, Renzo. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management*. 2003, 181(1-2), 139-150.
- MZe © 2019. Výroční zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2018 [online]. [cit.2020-01-26], dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/file/640937/Zprava\\_o\\_stavu\\_lesa\\_2018.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/640937/Zprava_o_stavu_lesa_2018.pdf)>
- MŽP © 2017: Metodika stanovení přirozenosti lesů v ČR. MŽP, Brno, 2017. 33s.
- NAGEL, Thomas A. et Miroslav SVOBODA. Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus – Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Canadian Journal of Forest Research*. 2008, 38(11), 2728-2737.
- Správa NP Šumava © 2018: Výroční zpráva 2018 [online]. NPŠ, Vimperk, 2018. 124s. [cit.2020-06-10], dostupné z <<https://www.npsumava.cz/sprava-np/rada-nps-organigram-rocenky/rocenky/>>
- NAGEL, Thomas A., Tom LEVANIC et Jurij DIACI. A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in Slovenia. *Annals of Forest Science*. 2007, 64(8), 891-897.
- PETERSON, Chris J. et Andrea D. LEACH. LIMITED SALVAGE LOGGING EFFECTS ON FOREST REGENERATION AFTER MODERATE-SEVERITY WINDTHROW. *Ecological Applications*. 2008, 18(2), 407-420.
- PELLERIN, Maryline, Sonia SAÏD, Emmanuelle RICHARD, Jean-Luc HAMANN, Cécile DUBOIS-COLI et Philippe HUM. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*. 2010, 260(4), 429-437.
- PRACH, Karel, Magda JONÁŠOVÁ et Miroslav SVOBODA. Ekologie obnovy narušených míst – Obnova lesních ekosystémů. *Živa*. 2009, 5, 212-215.
- PRŮŠA, Eduard. Pěstování lesů na typologických základech. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 2001.
- RAMIREZ, J. Ignacio, Patrick A. JANSEN et Lourens POORTER. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*. 2018, 424, 406-419.
- RAMIREZ, J. Ignacio, Patrick A. JANSEN, Jan DEN OUDEN, Leo GOUDZWAARD a Lourens POORTER. Long-term effects of wild ungulates on the structure, composition and succession of temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 2019, 432, 478-488.

- REIMOSER, Friedrich. Steering the impacts of ungulates on temperate forests. *Journal for Nature Conservation*. 2003, 10(4), 243-252.
- RHODES, Aaron C. et Samuel B. ST. CLAIR. Measures of browse damage and indexes of ungulate abundance to quantify their impacts on aspen forest regeneration. *Ecological Indicators*. 2018, 89, 648-655.
- ROZMAN, Andrej, Jurij DIACI, Anze KRESE, Gal FIDEJ et Dusan ROZENBERGAR. Forest regeneration dynamics following bark beetle outbreak in Norway spruce stands: Influence of meso-relief, forest edge distance and deer browsing. *Forest Ecology and Management*. 2015, 353, 196-207.
- SEIDL, Rupert, Daniel C. DONATO, Kenneth F. RAFFA et Monica G. TURNER. Spatial variability in tree regeneration after wildfire delays and dampens future bark beetle outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2016, 113(46), 13075-13080.
- SEIDL, Rupert, Dominik THOM, Markus KAUTZ, et al. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. 2017, 7(6), 395-402.
- SENF, Cornelius, Jörg MÜLLER et Rupert SEIDL. Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology*. 2019, 34, 2837–2850.
- SCHONENBERGER, 2002: Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Snow Landsc. Res.* 2002, 77, 1/2: 61–80.
- SIMON, Alois, Klaus KATZENSTEINER et Georg GRATZER. Drivers of forest regeneration patterns in drought prone mixed-species forests in the Northern Calcareous Alps. *Forest Ecology and Management*. 2019, 453.
- SPLECHTNA, Bernhard E., Georg GRATZER et Bryan A. BLACK. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest—A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*. 2005, 16(5), 511-522.
- SVOBODA, Miroslav, Shawn FRAVER, Pavel JANDA, Radek BAČE et Jitka ZENÁHLÍKOVÁ. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*. 2010, 260(5), 707-714.
- SVOBODA, Miroslav, Pavel JANDA, Thomas A. NAGEL, Shawn FRAVER, Jan REJZEK, Radek BAČE et Paolo CHERUBINI. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*. 2012, 23(1), 86-97.
- SYNEK, Michal, Pavel JANDA, Martin MIKOLÁŠ, et al. Contrasting patterns of natural mortality in primary *Picea* forests of the Carpathian Mountains. *Forest Ecology and Management*. 2020, 457.
- ŠEBEK, Pavel, Radek BAČE, Michael BARTOŠ, et al. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*. 2015, 358, 80-89.
- ŠTÍCHA, V., I. KUPKA, D. ZAHRADNÍK et S. VACEK. Influence of micro-relief and weed competition on natural regeneration of mountain forests in the Šumava Mountains. *Journal of Forest Science*. 2010, 56(5), 218-224.



- TAEROE, Anders, Johannes H.C. DE KONING, Magnus LÖF, Anne TOLVANEN, Lárus HEIÐARSSON et Karsten RAULUND-RASMUSSEN. Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest Ecology and Management*. 2019, 446, 304-316.
- THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Roland BRANDL, et al. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 2018, 55(1), 279-289.
- THORN, Simon, Claus BÄSSLER, Miroslav SVOBODA et Jörg MÜLLER. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management*. 2017, 388, 113-119.
- TINYA, Flóra, Sára MÁRIALIGETI, András BIDLÓ et Péter ÓDOR. Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology and Management*. 2019, 433, 720-728.
- ÚHUL ©2001. Textová část oblastního plánu rozvoje lesa – Přírodní lesní oblast č.13 Šumava. ÚHUL, Plzeň, 548.
- VÍTKOVÁ, Lucie, Radek BAČE, Petr KJUČUKOV et Miroslav SVOBODA. Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*. 2018, 429, 394-405.
- WAGENBRENNER, Joseph W., Peter R. ROBICHAUD et Robert E. BROWN. Rill erosion in burned and salvage logged western montane forests: Effects of logging equipment type, traffic level, and slash treatment. *Journal of Hydrology*. 2016, 541, 889-901.
- WINTER, Maria-Barbara, Roland BAIER et Christian AMMER. Regeneration dynamics and resilience of unmanaged mountain forests in the Northern Limestone Alps following bark beetle-induced spruce dieback. *European Journal of Forest Research*. 2015, 134(6), 949-968.
- YUAN, Jie, Lin HOU, Xin WEI, Zhengchun SHANG, Fei CHENG, Shuoxin ZHANG et Ben BOND-LAMBERTY. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in the Qinling Mountains, China. *PLOS ONE*. 2017, 12(4).
- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.
- ZEPPENFELD, Thorsten, Miroslav SVOBODA, Robert J. DEROSE, et al. Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: neighbourhood effects lead to self-replacement. *Journal of Applied Ecology*. 2015, 52(5), 1402-1411.
- ŻYWIEC, Magdalena et Mateusz LEDWOŃ. Spatial and temporal patterns of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) regeneration in West Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology*. 2007, 194(2), 283-291.

## 9. PŘÍLOHY

### 9.1 Výpis z lesnické evidence

Umělá obnova lesa ve vybraných porostech Správy NPŠ v letech 2006-2018						
Lokalita u Markovce - ÚP České Žleby, LÚ Radvanovice						
POROST	MNOŽSTVÍ	TJ	PLOCHA (HA)	DŘEVINA	ROK	POZNÁMKA
19Ak21, 19Ak36	1 000	ks	0,20	BK	2010	dříve vše 19Ak34
19Ak21, 19Ak36	500	ks	0,10	BK	2014	dříve vše 19Ak34
19Ak21, 19Ak36	800	ks	0,12	BK	2015	dříve vše 19Ak34
19Ak21, 19Ak36	1 000	ks	0,20	BK	2016	dříve vše 19Ak34
19Ak36	800	ks	1,00	JD	2018	
254Dk22, 254Dk36	500	ks	0,10	JD	2007	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	330	ks	0,11	JD	2008	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	100	ks	0,03	KL	2009	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	750	ks	0,15	BK	2010	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	300	ks	0,06	JD	2011	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	120	ks	0,04	JLH	2011	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	300	ks	0,10	JD	2013	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	1 750	ks	0,35	BK	2014	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	540	ks	0,44	JD	2014	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	1 750	ks	0,25	BK	2015	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	300	ks	0,10	JD	2015	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	50	ks	0,01	JLH	2015	dříve vše 54Dd05
254Dk22, 254Dk36	270	ks	0,05	BK	2017	dříve vše 54Dd05
254Dk36	1 000	KS	1,50	JD	2018	
<b>CELKEM</b>	<b>12 160</b>		<b>4,91</b>			

Příloha 1 Tabulka výpisu z lesnické evidence o provedených umělých výsadbách v letech 2007-2018 na zájmové lokalitě. Výpis poskytla správa NP Šumava, zpracoval P. Kahuda

## 9.2 Fotodokumentace



Obrázek 9 Fotografie zobrazující plochu č.1



Obrázek 10 Fotografie plochy č.2



*Obrázek 11 Fotografie plochy č.3*



*Obrázek 12 Fotografie plochy č.4*



*Obrázek 13 Fotografie plochy č.5*



*Obrázek 14 Fotografie plochy č.6*



Obrázek 15 Fotografie plochy č.7



Obrázek 16 Fotografie plochy č.8



*Obrázek 17 Fotografie plochy č.9*



*Obrázek 18 Fotografie plochy č.10*



*Obrázek 3 Fotografie plochy č.11*