

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

Přirozená obnova v odumírajících kulturních lesích

Bakalářská práce

Autor práce: Tomáš Pech

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

2023

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Tomáš Pech

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Přirozená obnova v odumírajících kulturních lesích

Název anglicky

Natural regeneration in dying production forests

Cíle práce

Cílem práce bude shrnout dosavadní informace o přirozené obnově v hospodářských lesích ČR. Dále bude cílem shrnout vědecké znalosti o charakteristikách, které přirozenou obnovu a její dynamiku ovlivňují. V praktické části práce bude cílem zhodnotit množství a strukturu přirozené obnovy ve vybraných odumřelých či odumírajících porostech kulturních lesů, kde odumírající stromy nebyly zpracovány.

Metodika

Práce bude založena na rozboru aktuální domácí i zahraniční vědecké literatury, odborných publikacích, datech a dalších odborných textech. V praktické části práce budou vytipovány porosty kulturních lesů, které odumírají či odumřely a nebyly dosud zpracovány (vytěženy). Porosty budou rozmístěny v širší oblasti tak, aby reprezentovali širší škálu stanovištních podmínek. Předpokládáme, že se bude jednat o odumírající porosty s dominantní jehličnatou dřevinou (zejména smrkem, případně borovicí). Do každého porostu pak bude náhodně umístěna jedna studijní kruhová plocha o velikosti 500 m², na které bude spočítána veškerá přirozená obnova. Získaná data budou statisticky vyhodnocena a případně bude snaha vysvětlit variabilitu v hustotě přirozené obnovy korelací s charakteristikami porostu či stanoviště.

Harmonogram zpracování:

Květen 2021 — Zadání BP

Léto/Podzim 2021 — Studium literatury a dalších zdrojů, sběr dat

Podzim 2021 — Vyhodnocení dat a sběr doplňujících dat

Prosinec 2021 — Odevzdání osnovy práce, kostry literárních zdrojů a výsledků školiteli

Zima 2021/2022 — Příprava textu BP

Březen 2022 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

Duben 2022 — Předložení práce



Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

Disturbance, přirozená obnova, lýkožrout smrkový, holoseč, biologické dědictví disturbancí, ekologická obnova, mrtvé dřevo, ekosystémové služby.

Doporučené zdroje informací

- Fischer, A. and Fischer, H.S., 2012. Individual-based analysis of tree establishment and forest stand development within 25 years after wind throw. *European Journal of Forest Research*, 131(2), pp.493-501.
- Harmer, R. and Morgan, G., 2009. Storm damage and the conversion of conifer plantations to native broadleaved woodland. *Forest Ecology and Management*, 258(5), pp.879-886.
- Kučera, M., Adolt, R. and Kohn, I., 2019. Národní inventarizace lesů v České republice – výsledky druhého cyklu 2011–2015. Vydání první. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem.
- Kulla, L., Merganič, J. and Marušák, R., 2009. Analysis of natural regeneration in declining spruce forests on the Slovak part of the Beskydy Mts. *Beskydy*, 2(1), pp.51-62.
- Macek, M., Wild, J., Kopecký, M., Červenka, J., Svoboda, M., Zenáhlíková, J., Brůna, J., Mosandl, R. and Fischer, A., 2017. Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. *Ecological applications*, 27(1), pp.156-167.
- Martiník, A., Dobrovolný, L. and Hurt, V., 2014. Comparison of different forest regeneration methods after windthrow. *Journal of Forest Science*, 60(5), pp.190-197.
- Řehouňková, K., Lencová, K. and Prach, K., 2018. Spontaneous establishment of woodland during succession in a variety of central European disturbed sites. *Ecological Engineering*, 111, pp.94-99.
- Taeroe, A., de Koning, J.H., Löf, M., Tolvanen, A., Heiðarsson, L. and Raulund-Rasmussen, K., 2019. Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest ecology and management*, 446, pp.304-316.
- Thom, D. and Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91(3), pp.760-781.
- Tiebel, K., Huth, F., Frischbier, N. and Wagner, S., 2020. Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch (*Betula pendula* Roth) through limitations in fructification and seed dispersal. *European Journal of Forest Research*, 139(5), pp.731-745.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 29. 9. 2021

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 2. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 05. 04. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Přirozená obnova v odumírajících kulturních lesích" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval Ing. Vojtěchu Čadovi, PhD. za vstřícnost, odborné rady, poznámky k mé práci a čas vynaložený na pomoc se získáváním a zpracováním dat.

Přirozená obnova v odumírajících kulturních lesích

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou přirozené obnovy v odumírajících a odumřelých kulturních lesích. V teoretické části jsem se zaměřil na rešerši charakteristik ovlivňující přirozenou obnovu v kulturních lesích. Druhové složení a dynamika přirozené obnovy je rozdílná podle charakteristik narušení. Především smrkové kulturní lesy se v posledních letech nejčastěji potýkají s velkoplošnými narušeními způsobenými lýkožroutem smrkovým. V praktické části práce bylo na 20 výzkumných plochách o velikosti 20 m² a 500 m² změřeno množství přirozené obnovy, pokryvnost vegetace a kruhová základna mrtvých i živých stromů. Byla provedena analýza závislosti jednotlivých faktorů. Bylo zjištěno, že porosty se obnovovaly především ze semen dřevin mateřského porostu nebo semen dřevin rostoucích v blízkosti porostu. Pokryvnost vegetace neměla velký vliv na množství přirozené obnovy. Velká část kulturních lesů se po narušení dokáže sama přirozeně obnovit. Pozitivní dopad na biodiverzitu a obnovu odumřelého porostu má mrtvé dřevo. To je významné zejména pro management chráněných území. Nicméně i v hospodářských lesích je zachování určitého podílu mrtvého dřeva žádoucí a za určitých okolností nemusí být žádoucí odumírající stromy zpracovávat. V takových případech je možné pracovat s přirozenou obnovou. Limitujícím pro rozsáhlejší použití přírodě bližších postupů je legislativa udávající lhůty pro zalesnění, zajištění a hustotu obnovy. Proto by byla vhodná změna legislativy z hlediska vyžadovaného množství obnovy pro zalesnění.

Klíčová slova: přirozená obnova, lýkožrout smrkový, disturbance, narušení, smrk ztepilý, pionýrské dřeviny, mrtvé dřevo

Natural regeneration in dying production forests

Abstract

This bachelor thesis focuses on natural regeneration in dying and dead production forests. In the theoretical part, I focused on the research of the characteristics influencing natural regeneration. The species composition and dynamics of natural regeneration vary according to the characteristics of the disturbance. In recent years, especially Norway spruce forests have been mostly affected by large-scale disturbances caused primarily by bark-beetle outbreaks. In the practical part of the thesis, the amount of natural regeneration, vegetation cover and the basal area of dead and living trees were measured on 20 m² and 500 m² circular plots. A correlation analysis was performed to test the dependency of the regeneration on other factors. It has been found that stands regenerated mainly from seeds of the parent stand or seeds of trees growing close to the stand. Vegetation cover had no significant effect on the amount of natural regeneration. A large part of production forests can regenerate naturally. Dead wood has a positive impact on biodiversity and regeneration of dead stand. Dead wood is particularly important for the management of protected areas. However, even in commercial forests, the retention of a certain proportion of dead wood is desirable and in certain circumstances it may not be desirable to log the dying trees. In such cases, it is possible to work with natural regeneration. A limiting factor for the widespread use of more close-to-nature practices is the legislation specifying time limits for afforestation, establishment and density of regeneration. It would, therefore, be appropriate to change the legislation in terms of the amount of regeneration required for afforestation.

Keywords: natural regeneration, bark-beetle, disturbance, Norway spruce, pioneer species, dead wood

Obsah

1	Úvod	11
2	Cíl práce.....	12
3	Literární rešerše.....	13
3.1	Vývojový cyklus přirozených lesů.....	13
3.1.1	Sukcesní cyklus.....	13
3.1.2	Dynamika smrkových porostů	14
3.2	Disturbance	15
3.2.1	Faktory disturbancí.....	16
3.2.2	Disturbanční činitelé	16
3.2.3	Dopad disturbancí na ekosystémové služby a funkce lesa a biodiverzitu	24
3.3	Přirozená obnova lesa po narušení	25
3.3.1	Přirozená obnova lesa po narušení ohněm	27
3.3.2	Přirozená obnova lesa po narušení větrem	27
3.3.3	Přirozená obnova lesa po narušení lýkožroutem.....	29
3.4	Obnova lesa po holé seči	29
3.5	Přirozená obnova v České republice	30
3.5.1	Množství přirozené obnovy.....	31
3.6	Ostatní faktory ovlivňující přirozenou obnovu	33
3.6.1	Škůdci.....	33
3.6.2	Buřeň	34
3.6.3	Zvěř	35
3.6.4	Substrát.....	36
3.7	Přeměna, převod a přestavba lesa	39
3.7.1	Přestavba lesů na smrkové monokultury.....	40
3.7.2	Přestavba lesů ze smrkových monokultur na smíšené lesy.....	41
4	Metodika	44
4.1	Výběr lokalit	44
4.2	Práce v terénu	46
4.3	Zpracování	48
5	Výsledky.....	49
5.1	Odumření porostů a vlastnický poměr.....	49
5.2	Obnova	50
5.3	Dřeviny stromového patra	52

5.4	Závislost množství obnovy na jednotlivých faktorech	53
5.5	Vegetace.....	54
6	Diskuse	55
6.1	Těžba souší	56
6.2	Ochrana obnovy před okusem	57
6.3	Přírodě blízké hospodaření.....	57
6.3.1	Přirozená obnova jedle v odumírajících smrkových porostech	58
6.4	Legislativa	58
7	Závěr	60
8	Seznam literatury a použitých zdrojů.....	61
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	70
9.1	Zkratky názvů dřevin	70
10	Seznam grafů.....	71
11	Seznam obrázků	71
12	Seznam tabulek	72

1 Úvod

V roce 2020 v lesích na území České republiky kulminovala výše těžeb, jejíž hodnota přesahovala 35 tisíc metrů krychlových vytěženého dříví. Více než devadesát procent měla těžba nahodilá, z velké většiny způsobená gradací lýkožrouta smrkového (*Ips typographus L.*). Všechno mrtvé dřevo nebylo v porostech zpracováno, jednak v důsledku nedostačujících kapacit, nenávratných nákladů na těžbu a zároveň z důvodu ponechávání mrtvého dřeva v porostech pro jeho pozitivní vliv na lesní ekosystém.

Pro management kulturních lesů postižených gradací lýkožrouta může být zásadní, zda se v nich objevuje přirozená obnova, jakou má strukturu, a jestli má smysl tuto obnovu zohlednit při následném nakládání s tímto porostem, jaký vliv mají na obnovou stojící souše i ležící mrtvé dřevo, a vyplatí-li se více ponechat tyto souše a mrtvé dřevo v porostu pro následné zetlení a vytvoření substrátu pro obnovu, nebo je vytěžit.

Dalším důležitým tématem je poté přestavba kulturních lesů (převážně monokultur smrku ztepilého (*Picea abies L.*)) a změna druhového složení a hospodaření v lesích, které odumřely. Toto téma je důležité hlavně z důvodu procesů probíhajících kvůli změně klimatu. Tyto lesy by měly být druhově, výškově a věkově diferenciovány tak, aby byly ekologicky stabilnější a odolnější vůči možným nevídaným zdrojům poškození. U přestavby lesa je důležitým tématem její časová a ekonomická náročnost.

2 Cíl práce

Cílem práce je shrnout dosavadní informace o přirozené obnově v hospodářských lesích České republiky a shrnout vědecké znalosti o charakteristikách, které přirozenou obnovu a její dynamiku ovlivňují.

V praktické části je cílem zhodnotit množství a strukturu přirozené obnovy ve vybraných odumřelých či odumírajících porostech kulturních lesů, kde odumírající stromy nebyly dosud zpracovány.

3 Literární rešerše

3.1 Vývojový cyklus přirozených lesů

Vývojový cyklus lesa může být spojen s velkoplošným rozpadem lesa, který je v přírodních podmínkách způsoben buď abiotickými faktory, jako jsou vichřice a požáry, nebo působením biotických faktorů, jako například gradací podkorního hmyzu. Mění se mikroklimatické i ostatní fyzikální podmínky prostředí. Dochází ke zvýšené mineralizaci a dočasně se zvyšuje nabídka živin (Podrázský, 2014).

Na tyto změny reagují některé dřeviny, přizpůsobené stanovištím po disturbanci. Jsou to především pionýrské dřeviny. Jejich osidlovací schopnost je značná na narušených stanovištích. Jsou přizpůsobeny široké škále klimatických podmínek. Vyznačují se rychlým růstem v mládí a odolností vůči nepříznivým faktorům. Odolnost vůči nepříznivým faktorům je dána vysokou mírou tolerance stresu. Díky vysoké produkci a klíčivosti semen mají tendenci se snadno šířit a obsazovat volné plochy. Kvůli životní strategii a nízké konkurenční schopnosti jsou pionýrské dřeviny vyloučeny z pozdějších fází sukcese lesa. Pionýrské dřeviny jsou tak omezeny na stanoviště bez výskytu pozdně sukcesních dřevin (Souček, 2021; Podrázský, 2014).

Pionýrskými druhy jsou v našich podmínkách především břízy (*Betula spp.*), topol osika (*Populus tremula L.*), olše (*Alnus spp.*) a vrba jíva (*Salix caprea L.*). V podrostu těchto dřevin vznikají podmínky pro obnovu náročnějších dřevin, jako jsou například smrk ztepilý, buk lesní (*Fagus sylvatica L.*), nebo jedle bělokorá (*Abies alba L.*). Těmto dřevinám nevyhovují podmínky holé plochy, jsou poškozovány mikroklimatickými extrémami, naopak snášejí zastínění (Souček, 2021; Podrázský, 2014).

3.1.1 Sukcesní cyklus

Sukcesní cyklus začíná jako reakce rostlinných druhů na předcházející disturbanci. Zde mluvíme o sekundární sukcesí, která nastává, pokud na lokalitě už byla přítomná nějaká populace rostlin (Frelich, 2009).

Lesní ekologové rozeznávají čtyři fáze sukcese. První fází je fáze iniciace. V této fázi se v rozvolněném porostu začínají prosazovat pionýrské druhy, které do porostu nalítly, nebo druhy, které se rozmnožují vegetativně. V případě narušení menšího rozsahu se prosazují především dřeviny, které se již nacházeli v obnově v mateřském porostu (Frelich, 2009; Bače, 2015).

Druhou fází je fáze kompetice. Zakmenění porostu je v této fázi vysoké. Nedostatek světla z důvodu hustého zápoje znemožňuje růst novým semenáčkům. Jedinci, kteří se nyní v porostu nachází mezi sebou soupeří o přístup světla a o živiny. Ve výhodě jsou zpravidla hodně rozvětvení jedinci, kteří zabírají hodně místa. Dochází k autoredukci a jakmile jeden jedinec odumře, jeho místo automaticky zaujme jiný a zápoj se opět zahustí (Frelich, 2009).

Třetí fází je fáze reiniciace podrostu. V této fázi stromy dosahují reprodukčního věku. Místo po stromech, které odumřou, již automaticky nezaplňují další jedinec a nové semenáčky tak mají dostatek světla pro růst (Frelich, 2009).

Čtvrtou fází je závěrečná fáze lesa. V závěrečné fázi lesa dominují dřeviny, které se uchytily pod jedinci z prvotní fáze. Porost je výškově a věkově rozrůzněný, nejvyšší stromy již nepřirůstají do výšky. Mortalita je nízká a tato fáze přetrvává až do další velkoplošné disturbance (Frelich, 2009).

3.1.2 Dynamika smrkových porostů

Konkurenční schopnost smrku ztepilého je v České republice největší ve vyšších nadmořských výškách. Smrk ztepilý snáší i podmínky při horní hranici lesa. Je to dáno především schopností snášet nízké teploty, pozdní mrazy a náročností na množství srážek. Smrk se zmlazuje hlavně na vyvýšených místech. Pro obnovu smrku je důležité především ležící mrtvé dřevo. Dynamika smrkových porostů se výrazně liší podle nadmořské výšky a stanovištních podmínek. V nižších polohách, pokud se nejedná například o mrazové kotliny, je smrk citlivější k poškození. Větší náchylnost k poškození v těchto podmínkách je dána špatnou adaptací smrku na vysoké teploty a malé množství srážek. Stres vyvolaný nedostatkem vody může vést k oslabení porostů a jejich napadení škůdci. Riziko brzkého rozpadu je tak v těchto podmínkách mnohem vyšší. Smrku se daří především ve vyšších polohách,

kde jsou průměrné úhrny srážek vyšší a průměrná roční teplota nižší. Monodominantní smrkové porosty mohou být náchylné k narušení biotickými a abiotickými zdroji poškození. Nebezpečné pro starší smrkové porosty je například poškození způsobené větrem nebo gradace lýkožrouta smrkového. Disturbance způsobené těmito zdroji poškození jsou klíčové pro vývojový cyklus smrkových porostů (Podrázský, 2014; Šimek, 1993; Štícha, 2013).

3.2 Disturbance

Disturbance můžeme pravděpodobně nejlépe popsat jako události, které v nějakém časovém rozmezí naruší ekosystém, populační strukturu a změni jeho prostředí. Je to událost, která odstraní mateřský porost a vytváří tak prostor pro kolonizaci jedinci stejného, nebo jiného druhu. Disturbance vytvoří zásadně odlišné podmínky prostředí. Některé disturbance zničí kompletně současný porost, ale v naprosté většině případů pak vznikne porost nový, přizpůsobený novým podmínkám. Disturbance jsou nedílnou a přirozenou součástí lesů, nezávisle na tom, zda je krajina ovlivňována člověkem, avšak působení člověka může jejich charakteristiku měnit a v hospodářských porostech nejsou tyto události vítané. Všechny organismy, které na místě po narušení zůstaly zachovány, ať už odumřelé, nebo přeživší, označujeme jako biologické dědictví disturbance. Biologické dědictví disturbance zahrnuje jak staré struktury, které byly přítomny před disturbance, tak i ty nové, které začaly růst po disturbance. Tyto struktury jsou důležité pro obnovu lesa a pro osídlení novými druhy (Košulič, 2009; Splechna, 2005; Havira, 2018).

Disturbance se liší na základě disturbančního činitele, frekvenci, intenzitě a závažnosti. Soubor všech disturbance v rámci krajiny nazýváme disturbanční režim (Splechna, 2005).

Režim lesních disturbance se v posledních dekáдах zintenzivnil v mnohých částech světa. Mezi lety 1987 a 2003 se frekvence disturbance způsobených lýkožroutem, větrem a ohněm v Evropě zvýšila proti rokům 1970–1986 dohromady téměř čtyřikrát. Je to celkový trend, u kterého se předpokládá, že bude v důsledku klimatických změn přetrvávat i do dalších dekad. V mnohých lokalitách lze očekávat, že změny v disturbančním režimu budou nejsilnějším dopadem změny

klimatu na lesní ekosystémy. Je to právě kvůli většímu množství extrémních vlivů počasí, zvyšující se teplotě a snižujícímu se množství srážek (Thom, 2016).

3.2.1 Faktory disturbancí

Disturbance charakterizujeme podle toho, v jakém časovém intervalu a v jakém rozsahu probíhají, rozlišujeme jejich frekvenci, intenzitu a závažnost. Na těchto faktorech, spolu s činitelem, který disturbanci způsobil, potom závisí následný vývoj ekosystému (Splechtna, 2005).

Jaká přirozená obnova se vyskytne záleží na druzích, které se v obnově vyskytovaly už před rozpadem nebo během rozpadu porostu. Důležitá je i závažnost narušení. Podle toho, jak moc velká mezera se v porostu vytvoří, se v první fázi vývoje porostu po disturbanci prosadí buď stín tolerantní či světlomilné dřeviny. Pokud je frekvence a závažnost disturbancí příliš velká, les nikdy nedosáhne závěrečné fáze (Kulla, 2009; Čada, 2016; Bače, 2015).

3.2.2 Disturbanční činitelé

Rozlišujeme tři hlavní činitele narušení: oheň, vítr a hmyz. Z hmyzu jsou to dnes zpravidla kůrovcovití brouci (*Scolytinae*) rodu *Ips* a *Pytiogenes*. Důležití jsou i defoliátoři.

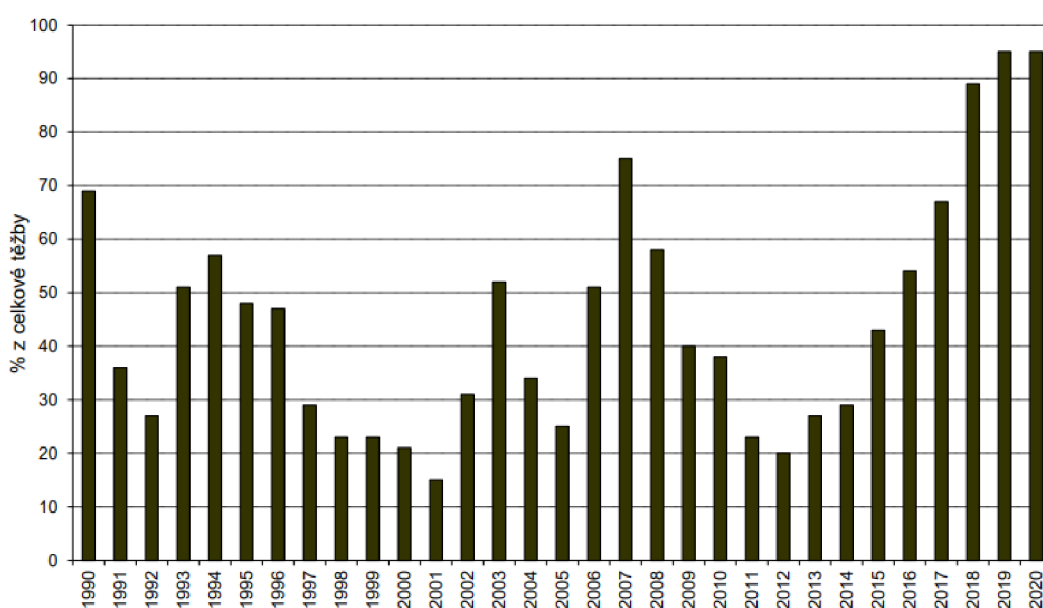
V Evropě je nejčastější narušení větrem, následované narušením lýkožroutem a až poté narušení ohněm. Jednotlivé druhy disturbancí spolu mohou souviset, například po narušení větrem může v brzké době následovat narušení lýkožroutem. Narušení větrem může vytvořit vhodné prostředí s čerstvě odumřelým dřevem pro lýkožrouta (Splechtna, 2005; Thom, 2016).

3.2.2.1 Abiotické vlivy

Nejsilnějším abiotickým činitelem v České republice je vítr, mezi roky 1996–2006 zaujímal více než 50 % objemu nahodilých těžeb celkově. Nahodilá těžba zaujímal maximálně 52 % celkových těžeb. Škody způsobené větrem se ročně pohybovaly kolem 1,5 až 2 milionů metrů krychlových. V rocích větrných kalamit byl objem těžeb až 10 milionů metrů krychlových. Sucho se podílelo na nahodilých těžbách

maximálně z 13 % a sněž z 12 %. Další abiotické faktory, včetně ohně, se na nahodilých těžbách podílely v průměru maximálně z jednoho procenta (Rychtecká, 2008a; Zpravodaj ochrany lesa, 2021).

V roce 2020 celková výše nahodilých těžeb činila 19,8 milionu metrů krychlových, z toho abioticky způsobených 4,4 milionu metrů krychlových. Od roku 2016 je podíl abiotických činitelů nižší než podíl biotických. V období let 2010 až 2015 se poměr abiotických ku biotickým faktorům pohyboval okolo 60:40 (abiotické/biotické). Větretem bylo způsobeno v roce 2020 2,69 milionu metrů krychlových objemu nahodilých těžeb. Suchem bylo poškozeno 1,54 milionu metrů krychlových. Objem těžeb dříví poškozeného suchem nepřetržitě narůstá od roku 2011. K výraznému nárůstu došlo mezi roky 2015 až 2016. Další abiotické faktory, včetně ohně se na nahodilých těžbách podílely v průměru maximálně z jednoho procenta (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).



Graf 1. Podíl nahodilých těžeb na celkové výši těžeb v ČR od roku 1990 do roku 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021)

3.2.2.1.1 Narušení ohněm

Oheň býval, a v některých oblastech stále je, nejsilnějším ekologickým faktorem ovlivňujícím dynamiku přirozených lesů. Mnoho lesních ekosystémů je na oheň specificky adaptováno a jsou závislé na obnovování pomocí ohně. Zásahy bleskem v suchých lesích se objevují přirozeně a oheň může podpořit vývoj ekosystému díky

odstranění konkurence, hnojení půdy popelem a odstraněním různých chorob a škůdců. Semena některých rostlin vyžadují oheň k tomu, aby mohla vůbec vyklíčit (Kane, 2022; Gromtsev, 2002).

Narušení ohněm je často spojené s klimatickými extrémami. Jsou to procesy, které jsou velmi závislé na klimatu a pravděpodobně se budou měnit společně s pokračováním klimatické změny (Senf, 2021).

Lesní požáry nastávají především v jehličnatých lesích. Podrost listnatých lesů má obecně větší vlhkost než podrost jehličnatých lesů, takže nedochází tak snadno k podpálení. Přibližně 75 % lesních požárů je v jehličnatých lesích a pouze 25 % v listnatých. Náchylnost k zapálení závisí na počasí, vodním režimu, rychlosti a směru větru, ale i na druhovém složení. Smrková monokultura bude k poškození ohněm, především v podmínkách, kde nemá přirozený výskyt, vždy náchylnější (Földi, 2016).

Práce Senfa & Seidla (2021), ukazuje, že v Evropě byla v letech 1986–2016 disturbancemi způsobenými ohněm postižena plocha lesa o velikosti 4,4 milionů hektarů, což je průměrně 141 hektarů za rok. Podle práce Thoma & Seidla (2016), oheň v Evropě způsobí 17 % disturbancí, což je méně než disturbance způsobené větrem a lýkožroutem (Senf, 2021; Thom, 2016).

Od doby, kdy člověk začal hospodařit v lese, byla právě lidská činnost hlavním důvodem lesních požárů, což souvisí s fenoménem vykácení porostu a následného vypálení zbytků a pařezů pro využití plochy jako úrodné půdy. Od 19. a 20. století ale rozsahy požárů nejsou tak velké, díky schopnosti požáry hasit. Oproti tomu, v nedotčených Evropských boreálních pralesech jsou jediným strůjcem požáru blesky (Gromtsev, 2002; Földi, 2016).

Hlavní příčinou založení požáru v České republice je nedbalost. Téměř 59 % všech lesních požárů je založeno z nedbalosti a nejedná se o přirozené narušení. Podíl požárů způsobených bleskem byl v České republice v rozmezí roků 2000 až 2006 pouze 1,1 % (Francl, 2007).

Požáry rozlišujeme podle toho, jak se požár šíří, na pozemní, podzemní a korunové. V závislosti na rychlosti pohybu požáru a výšce plamene rozlišujeme požáry na slabé, střední a silné. Nejčastěji se vyskytují požáry pozemní (Földi, 2016).

3.2.2.1.1.1 Pozemní požáry

Při pozemních požárech se oheň šíří pouze po opadu, hrabance a vegetaci v bylinném patře. Zachvacuje nižší části kmenů stromů a nad povrch půdy vystupující kořeny. Pozemní požáry se dále dělí na rychlé a trvalé.

Při rychlém požáru shoří opadanka a hrabanka, oheň se šíří rychle a vyhýbá se vlhkým místům. Při trvalém požáru prohoří vrchní vrstva půdy, ohoří kořeny a zcela shoří i obnova dřevin v porostu (Francl, 2007).

3.2.2.1.1.2 Podzemní požáry

Při podzemních požárech hoří vrstva humusu nebo rašelina, které jsou uloženy pod povrchem lesních celků. Jejich vznik je spojen zpravidla s pozemními požáry. Nejčastěji oheň proniká do vrstvy humusu nebo rašeliny v nejsušších místech (Francl, 2007).

3.2.2.1.1.3 Korunové požáry

Korunové požáry se šíří jak po hrabance, tak po korunách stromů. K přechodu z požáru pozemního na požár korunový dochází v nižších porostech, ve výškově rozrůzněných porostech a v hustě zakmeněných jehličnatých porostech. Po takovémto požáru porost nejčastěji úplně uhyne. Podobně jako pozemní požáry se rozlišují dle intenzity hoření na trvalý a rychlý požár. (Francl, 2007).

3.2.2.1.2 Narušení větrem

Narušení větrem je běžnou událostí v lesních ekosystémech, ovlivňující jak vývoj lesního porostu, tak v případě hospodářského lesa i jeho management. Působení větru může být považováno jako hlavní přírodní síla sukcese lesa. Přibližně 70 % nahodilých těžeb, které jsou zapříčiněny abiotickými faktory narušení, je ve střední Evropě způsobeno větrem. V Evropě je nejvíce disturbancí způsobených větrem výsledkem cyklonálního počasí, pohybujícího se západo-východním směrem přes Evropu (Fischer, 2012; Véle, 2019; Senf, 2021) .

Bouřemi bylo podle práce Senfa & Seidla (2021) v Evropě poškozena mezi roky 1986 a 2016 plocha lesa o velikosti čtyř milionů hektarů, to je průměrně 128 hektarů za rok. V druhém období pozorování, tedy mezi roky 2002 a 2016 vzrostla plocha porostů poškozených bouřemi z 1,53 milionu hektarů z předchozího období (1986 až 2001) od 930 tisíc hektarů na téměř 2,5 milionu hektarů (Senf, 2021). Podle práce Thoma & Seidla (2016) v Evropě vítr způsobí 43 % disturbancí, což je nejvíc ze všech faktorů (Thom, 2016).

Stromy jsou působením větru buď zlomeny v koruně, kmeni, nebo jsou zcela vyvráceny. Riziko vyvrácení větrem je větší pro stromy, které rostou na strmých svazích a na půdách, kde nemůžou vytvořit stabilní kořenový systém – například na půdách vlhkých, písčitých a na některých vysoce úrodných půdách. Větší je riziko pro stromy, které jsou starší a vyšší. Mimo výšku s věkem přicházejí i další negativní faktory, které šanci na poničení větrem zvyšují. Těmito faktory může být zeslabení kvůli působení dřevokaznému hmyzu nebo patogenům, fyziologický stres, nebo kvůli velké výšce zasažení bleskem. Vzhledem ke kořenovému systému smrku ztepilého, který je plochý, nemá smrk zpravidla pevnější zakotvení a značně tak trpí vývraty (Sousa, 1984; Šimek, 1993).

Vývraty stromů patří k nejdůležitějším a nejviditelnějším biomechanickým vlivům stromů na půdu. Promíchávají půdní horizonty a tím se půda omlazuje. Vývraty zasahují velké plochy lesních půd. Tento prostor poté mohou využít dřeviny přirozené obnovy a podílet se na obnově takto narušeného porostu. Velikost vytvořených mezer v porostu závisí na způsobu, jakým stromy padají. Největší

mezery se tvoří, když padá synchronně několik stromů a tvoří dominový efekt (Šamonil, 2018; Sousa, 1984).

Na narušení větrem je často navázané následné poškození lýkožroutem. Fyzicky oslabené nebo mechanicky poškozené stromy poskytují pro lýkožrouta ideální prostředí pro rozmnožení. V důsledku narušení větrem může dojít k nahromadění velkého množství materiálu, který je vhodný pro reprodukci podkorního hmyzu. Pokud je i teplo a sucho, lýkožrout může mít až několik generací. Kvůli tomu se populace lýkožrouta zvětšuje. Po narušení větrem kvůli tomu často následuje narušení lýkožroutem (Nikolov, 2014; Havira, 2018).

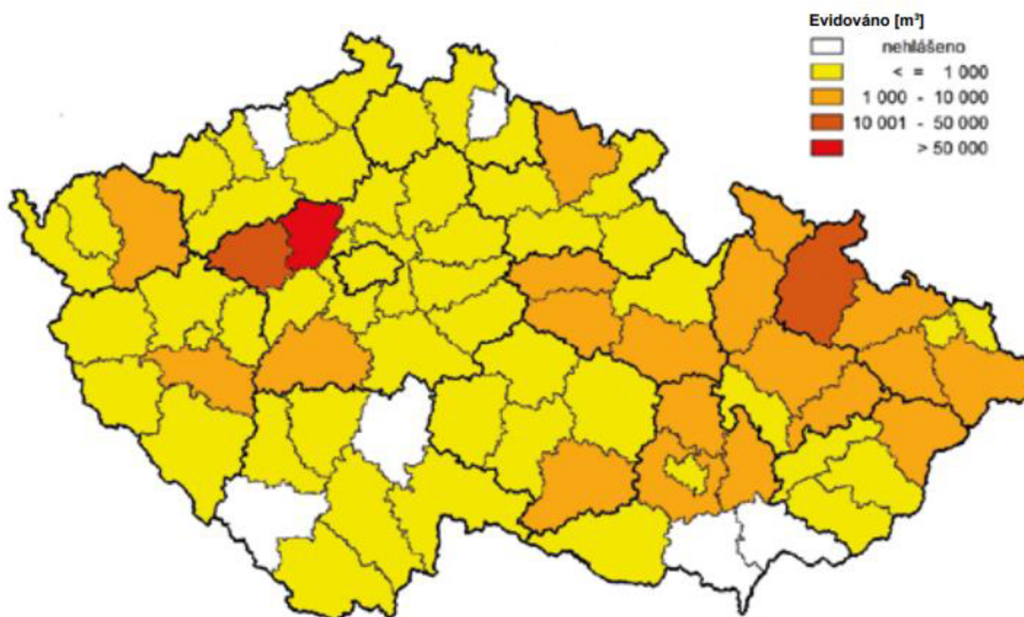
3.2.2.2 Biotické vlivy

Mezi roky 1996 a 2006 byly nejvýznamnější škody, způsobené biotickými činiteli, v hospodářských porostech smrku způsobeny lýkožroutem smrkovým, společně s lýkožroutem lesklým (*Pityogenes chalcographus* L.) a lýkožroutem menším. (*Ips amitinus* L.) Jejich podíl v rámci všech evidovaných druhů podkorního hmyzu se pohyboval kolem 84 až 96 % (Rychtecká, 2008b).

Nejvýznamnějším houbovým patogenem byla václavka (*Armillaria* spp.). Od roku 2003 do roku 2006 zaujímala kolem 3 až 9 % nahodilých těžeb. (Rychtecká, 2008b)

K velkému nárůstu u biotických příčin došlo v České republice mezi roky 2015 a 2016 (o 103 %) a mezi roky 2017 a 2018 (o 104 %). Ke skokovému zvyšování poškození kůrovci, dochází od roku 2013. Lýkožrout smrkový je obvykle doprovázen lýkožroutem lesklým a severským (*Ips duplicatus* L.) (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).

V roce 2020 byl vysoký i výskyt houbových patogenů. Houbovým patogenům, stejně jako lýkožroutovi, vyhovují vyšší teploty a nízký úhrn srážek, především v první části roku. Nejvýznamnějším druhem dřevokazných hub zůstávají václavky (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).



Obr. 1. Evidovaný objem smrkového václavkového dříví v roce 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021)

3.2.2.2.1 Narušení lýkožroutem

Během minulých dvou století byl lýkožrout smrkový hlavní příčinou rozsáhlých narušení smrkových lesů v Evropě. Z ekologického hlediska je lýkožrout smrkový důležitý pro regeneraci přirozených smrkových porostů. Jeho působení je spojené s vyšší diverzitou mnoha druhů, jak živočichů, tak i rostlin. Vliv lýkožrouta na organizaci a na funkci celého ekosystému je zásadní. Lýkožrout zásadně ovlivňuje podmínky existence dalších druhů. Lýkožrout významně ovlivňuje ekosystémové funkce. (Véle, 2019; Havira, 2018).

Závažnost a rozsah narušení lýkožroutem v posledních dekáдах podstatně vzrostl celosvětově v různých typech jehličnatých lesů. V Evropě porosty smrku ztepilého pokrývají velká území boreálních lesů a horské oblasti mírného pásu, kde smrk tvoří téměř monodominantní porosty. Tyto porosty jsou náchylné k narušení lýkožroutem smrkovým, zpravidla zapříčiněné předcházejícím narušení větrem. Pokud ale v hospodářských porostech dojde ke včasnému odstranění materiálu vhodného pro rozmnožování lýkožrouta a včasné sanaci již napadeného materiálu, nemusí dojít k fatálnímu nárůstu populace podkorního hmyzu. Pokud je ale porost

lýkožroutem značně narušen, může vést odstranění mrtvého dřeva ke zhoršení dynamiky přirozené obnovy porostu (Macek, 2017; Jakuš, 2015).

Narušení lýkožroutem, nebo biotickými patogeny obecně, je postupnější než abiotické narušení anebo holoseč. Jednotlivé stromy odumírají postupně, postupně se mění mikroklima porostu a otevírá se korunový zápoj. To má pozitivní vliv na následnou přirozenou obnovu a na organismy přeživší po narušení celkově (Macek, 2017).

3.2.2.2 **Lýkožrout smrkový** (*Ips typographus* L.)

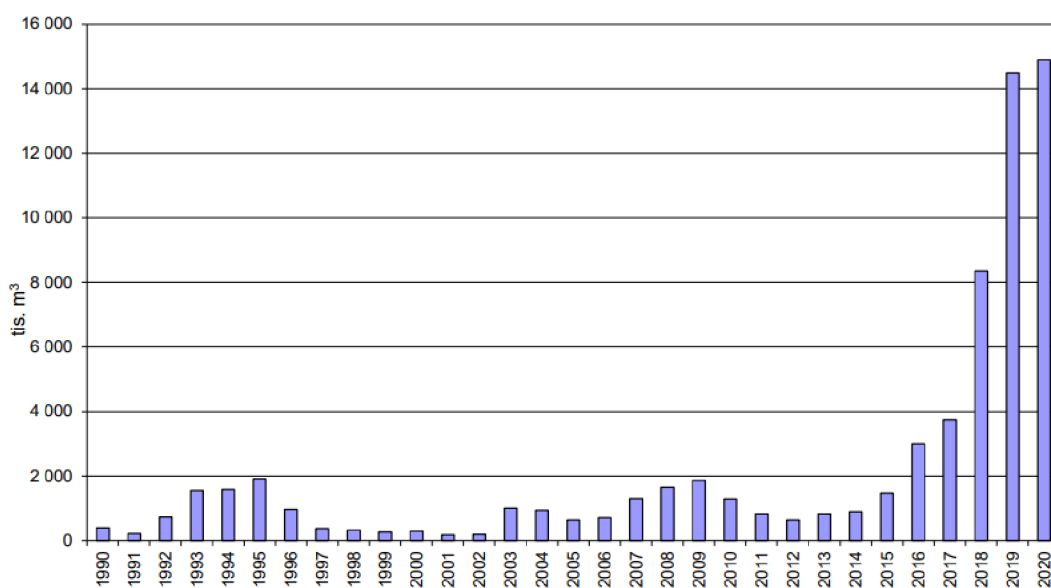
Lýkožrout napadá přednostně čerstvě odumřelé nebo odumírající stromy. Při vyšší populační hustotě se přesouvá i na zdravé stromy. Lýkožrout napadá především stromy starší šedesáti let. Mladší stromy mohou být lýkožroutem napadeny, pokud lýkožrout nenalezne starší strom. K napadení velmi mladých stromů a nejtenčích částí stromu nedochází. Lýkožrout napadá stromy především na osluněných porostních stěnách. Až při kalamitním stavu se nachází více i uvnitř porostu. Lýkožroutovi pro jeho gradaci a vytvoření až tří generací ročně pomáhá sucho, vyšší teploty a dostatek materiálu. Nálet brouků na strom začíná obvykle v místě mezi nasazením živé koruny a mrtvými větvemi. Lýkožrout se pak šíří po kmeni nahoru i dolů. Lýkožrout neobsazuje oddenkovou a nejslabší část živých i mrtvých kmenů. Napadení probíhá takovým způsobem, kdy brouci po přezimování vylétají a samci nalétávají na nový materiál. Samec nalétne na kmen, vyhloubí snubní komůrku a začne šířit feromony, čímž láká samičky. Je polygamní, takže oplodní až tři samičky. Samičky po páření hloubí matečné chodby a tam kladou vajíčka, jedna samice klade průměrně až 50 vajíček. Ideální podmínky pro let lýkožrouta jsou teploty kolem 18 až 20 stupňů celsia a nízký úhrn srážek (Skuhravý, 2002; Kurovcoveinfo.cz).

Lýkožrout smrkový je dle vyhlášky Ministerstva zemědělství České republiky č. 101/1996 Sb., považován za kalamitního škůdce. Kalamitní stav je početní stav, při kterém lýkožrout způsobuje rozsáhlá poškození porostů na porostních stěnách, případně uvnitř porostů (Ministerstvo zemědělství, 1996; Kurovcoveinfo.cz).

Jako počátek dlouhotrvajícího přemnožení v České republice lze určit rok 2003. Současná gradace je způsobena především suchy mezi roky 2017 a 2020. Dlouhé,

teplé vegetační období a malý úhrn srážek je vhodný pro gradaci podkorního hmyzu (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).

Objem těžeb způsobených podkorním hmyzem činil v České republice v roce 2020 téměř 15 milionů metrů krychlových (Graf 2). Nezpracované stojící souše představují přibližně 3 miliony metrů krychlových dříví. Hlášené napadení podkorním hmyzem pokrývá přibližně 68 % rozlohy lesů České republiky (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).



Graf 2. Evidovaný objem smrkového kůrovcového dříví od roku 1990 do roku 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021)

3.2.3 Dopad disturbancí na ekosystémové služby a funkce lesa a biodiverzitu

Ekosystémovými službami lesa lze nazvat všechny produkční i mimoprodukční přínosy lesa pro lidskou společnost, jako je například produkce dříví, bobulí a hub, ochrana pitné vody, ale i regulace klimatu, prevence eroze a podobně (Hansen, 2016).

Pouze okolo pěti procent lesů na celém světě slouží jako striktní rezervace pro ochranu biodiverzity. Velká většina lesních ploch musí splnit mnoho funkcí zároveň. V takovémto prostředí mohou mít disturbance jak pozitivní tak i negativní vliv na jednotlivé služby, které ekosystém plní (Thom, 2016).

Práce Thoma & Seidla (2016), ukazuje, že disturbance mají převážně negativní vliv na ekosystémové služby obecně, tedy například na produkci dříví, vodní režim, rekreaci, lov zvěře a uchovávání uhlíku. Naopak převážně pozitivní vliv mají disturbance na biodiverzitu, množství druhů a kvalitu habitatu (Thom, 2016).

3.3 Přírozená obnova lesa po narušení

Přírozená obnova lesa po jednotlivých druzích narušení vypadá odlišně. Jiné dřeviny se prosadí v lokalitách narušených ohněm a jiné v lokalitách narušených větrem a kůrovcem. Závisí i na frekvenci, intenzitě a závažnosti narušení. Je to dané tím, že každý typ narušení má jiný vliv na půdu a vegetaci, která se v porostu nacházela před disturbancí. Například narušení ohněm může mít mnohem větší vliv na změnu druhového složení než narušení lýkožroutem (Sousa, 1984; Frelich, 2009).

Nejdůležitějším faktorem pro přírozenou obnovu je mateřský porost, který ovlivňuje zastínění obnovy a její přístup k vodě a živinám a druhové složení obnovy.

Důležitými faktory mateřského porostu pro obnovu je tedy věk a korunový zápoj. Čím starší je porost a čím více má otevřený zápoj, tím větší množství obnovy má šanci se v takovém porostu prosadit. Tyto faktory jsou ovlivněny v závislosti na závažnosti a intenzitě narušení. Čím větší je poškození porostu, tím menší může být množství obnovy a u stín tolerantních dřevin i její odolnost. Odrostlá obnova se v porostu po narušení objevu především pokud se v mateřském porostu vyskytovaly stín tolerantní dřeviny, jako jsou buk nebo jedle. Pionýrské dřeviny se v obnově vyskytují především pokud jsou disturbance časté a narušení je velkého rozsahu (Kulla, 2009; Taeroe, 2019).

Práce Kully a kol. (2009), ukazuje, že odumírající smrkové porosty se spontánně obnovují z přírozeného zmlazení, ve kterém, na stanovištích smrkových lesů od 400 do 1700 metrů nad mořem, převažuje smrk, buk lesní a jedle bělokorá (Kulla, 2009).

Jedinci obnovy smrku ztepilého, jakožto polostinné až stinné dřeviny, mají tendenci přežívat v hustě zapojeném porostu téměř bez přírůstu. Po následném uvolnění mají tendenci relativně rychle přirůstat do stromového patra (Šimek, 1993).

Největší problém s přirozenou obnovou v Českých podmínkách je z pohledu legislativy. V přirozené obnově se zpravidla neobjevuje dostatečné množství dřevin a obnova, která se na ploše vyskytuje není rovnoměrně rozložená. Je tak nutné přistoupit k umělé obnově, která je nákladná. Pokud by bylo vyžadované množství obnovy na hektar nižší, mohly by se požadované dřeviny vnášet pouze do mezer v přirozené obnově za účelem zvětšení rovnoměrnosti obnovy porostu a náklady na obnovu by tak mohly být mnohem menší (Martiník, 2014).

Přirozená obnova nemusí být vždy vítána, a to například v situaci, kdy plochu po disturbanci obsadí zmlazení některé nepůvodní, invazivní dřeviny. V porostech, kde tyto dřeviny dominují je často nízká druhová diverzita a druhy v podrostu pokrývají menší plochu. Hlavní takovou dřevinou je v našich podmínkách trnovník akát (*Robinia pseudoacacia L.*). V přirozené obnově porostů po disturbanci však dominoval jen, pokud se trnovníkový porost v reprodukčním věku nacházel v blízkosti do sto metrů od narušeného porostu. Trnovník akát je pro ostatní rostliny toxický alelopatii. Obsahuje toxické látky robin a fasin a flavonoidy, které negativně ovlivňují většinu dalších rostlinných druhů. Kvůli tomu trnovník akát tvoří monokulturní porosty s podrostem nitrofilních druhů. Těmi jsou především bez černý (*Sambuca nigra L.*) a vlašovičnick větší (*Chelidonium majus L.*). Významný vliv dalších invazivních dřevin nebyl v práci Řehouňkové a kol. (2018) prokázán. Do budoucna však může být problém s invazivními dřevinami jako jsou dub červený (*Quercus rubra L.*), borovice vejmutovka (*Pinus strobus L.*) nebo javor jasanolistý (*Negundo aceroides L.*) (Řehouňková, 2018; Kuneš, 2019).

V práci Řehouňkové a kol. (2018), je také prokázáno, že v některých lokalitách se dřeviny přirozené pro tuto oblast v přirozené obnově nevyskytnou. Tyto dřeviny se proto následně nebudou v dostatečné míře vyskytovat ve stromovém patře porostu, nebo až po velmi dlouhé době. Je to způsobeno nedostatkem přirozeného reprodukčního materiálu těchto dřevin, nebo v oblastech, kde byla nějakou extenzivní činností zásadně narušena půda (Řehouňková, 2018).

3.3.1 Přírozená obnova lesa po narušení ohněm

Obnova lesa po narušení ohněm bude v České republice po velkém lesním požáru na území NP České Švýcarsko sledované téma. V našich podmínkách nemáme druhy, které by byly přizpůsobeny pro rozmnožování pomocí serotinných šišek (například borovice banksova (*Pinus banksiana*)). Lze tedy očekávat, že druhové složení po požáru bude značně změněno, oproti druhovému složení mateřského porostu. Pokud se na lokalitě před požárem vyskytovala introdukovaná borovice vejmutovka, je možné, že díky odolnosti k povrchovým požárům a schopnosti růst na extrémních stanovištích a zároveň tendenci se chovat jako pionýrská dřevina, se bude vyskytovat i v následném porostu. Podobnou strategii jako borovice vejmutovka má na požářištích i borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) (Sousa, 1984; Frelich, 2009; Šindelář, 2004).

Lze očekávat, že se v obnově objeví pionýrské druhy dřevin, jako je bříza nebo topol osika. Topol osika má výbornou schopnost zmlazovat na spáleništích a klíčivost jeho semen je vysoká. Takové dřeviny místo pravděpodobně obsadí jako první. Vyhovují jim stanoviště po rozsáhlém narušení a jejich prvotní růst je velmi rychlý. Závěrečná fáze porostu bude závislá na semenech dřevin, která se do porostu dostanou působením větru anebo zvěře. Trend rychlého obsazení pionýrskými dřevinami bylo možné v Českých podmínkách sledovat po posledním větším požáru v Českém Švýcarsku (Frelich, 2009; Souček, 2021; Holuša, 2018).

3.3.2 Přírozená obnova lesa po narušení větrem

Na narušení větrem jsou náchylnější starší porosty. Pokud byl porost před narušením větrem ve stavu, kdy se vyskytovala přírozená obnova, lze očekávat, že les vzniklý po disturbanci se bude skládat z jedinců obnovy, kteří se již v porostu pod mateřským porostem nacházeli, tedy konečná struktura lesa po disturbanci bude stejná nebo velmi podobná, jako před ní (Bače, 2015).

Velký vliv na přírozenou obnovu po narušení větrem mohou mít vývraty. Vývraty narušují půdu, promíchávají půdní horizonty a mohou tak odstranit konkurenci ostatních rostlin. Tím mohou vytvořit prostor pro klíčení semen dřevin mateřského

porostu, nebo jiných dřevin, které do vytvořené mezery nalítnout. Vývraty se tak mohou pozitivně podílet na obnově porostu (Šamonil, 2018).

Práce Fischera & Fischera (2012) porovnává přirozenou obnovu po narušení větrem ve smrkovém lese, na plochách s ponechaných mrtvým dřevem a na plochách vyčištěných od mrtvého dřeva. Práce ukazuje, že přirozená obnova se na plochách vyskytovala už před narušením anebo bezprostředně po něm. V přirozené obnově převažovala bříza. Po 20 letech se zvyšovala mortalita břízy a zvyšovalo se množství smrku. Množství obnovy bylo dostatečně vysoké a v dostatečných výškových dimenzích na to, aby se dala obnova považovat za zajištěnou. Na plochách se objevovali i jedinci jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia L.*), který je důležitou dřevinou pro zvyšování biodiverzity a stability smrkových porostů. Populační dynamika byla celkově stabilnější na plochách s ponechaným mrtvým dřevem. Množství obnovy břízy, ale i její mortalita byla výrazně vyšší na vyčištěných plochách. Nejstabilnější byla populační dynamika smrku na plochách s ponechaným mrtvým dřevem. (Fischer, 2012).

Práce Kully a kol. (2009) naopak ukazuje, že pionýrské druhy dřevin, jako právě bříza, jeřáb nebo olše se nevyskytují v obnově ve větším množství ani ve větších mezerách, pokud už před narušením stačili odrůst stín tolerantní jedinci obnovy (Kulla, 2009).

Největší problém na plochách obnovovaných v České republice po vichřici přirozenou obnovou je ten, že množství obnovy v lokalitě po narušení může být menší, než vyžaduje legislativa a rozložení obnovy v prostoru je nepravidelné. To platí v případě narušení kulturního lesa (Řehouňková, 2018).

Podle práce Martiníka a kol. (2014), se na plochách naopak objevují vysoké počty obnovy pionýrských druhů dřevin. Takovou plochu ovšem řada lesníků nepovažuje za úspěšně zalesněnou. Zároveň ale například buk, pokud je na dané lokalitě cílovou dřevinou, je vhodné vnést teprve pod ochranný porost pionýrských dřevin, protože jeho vysazení přímo na plochu po vichřici není pro tuto dřevinu vhodné (Martiník, 2014).

3.3.3 Přírozená obnova lesa po narušení lýkožroutem

I v případě narušení lýkožroutem lze předpokládat obnovu uvolněných pozdně sukcesních dřevin vzniklých ze semen mateřského porostu, tedy hlavně smrku ztepilého. Nejcennější je přírozená obnova smrku ztepilého ze semen jedinců alespoň čtvrté věkové třídy, tedy mezi 61 a 81 lety. Smrk začíná produkovat semena až kolem šedesátého roku života. Dědičně nejcennější semena pochází teprve z pozdějších semenných roků. Mladé porosty smrku ztepilého nemusí vůbec plodit, nebo jejich přírozená obnova nemusí být tak kvalitní, jako ze semen starších stromů. Zároveň jsou často takové porosty v hustém sponu ještě před prořezávkami a podmínky pro vyklíčení semen a přírůst jedinců obnovy tak může být před narušením značně ztížen. To může být problém v lokalitách, ve kterých chceme zachovat porosty, ve kterých smrk převažuje (Bače, 2015; Šimek, 1993).

V horském smrkovém lese po narušení kůrovcem lze podle práce Štíchy a kol. (2013), očekávat takovou obnovu, která bude tvořit pro horskou smrčinu typické, hloučkovité rozdělení s mezernatým zápojem, kde je dominantní dřevinou smrk a vyskytují se zde jedinci jeřábu ptačího. (Štícha, 2013).

3.4 Obnova lesa po holé seči

Problém s holou sečí, oproti přírozeným narušením biotickými nebo abiotickými činiteli, spočívá v její rychlosti a ve vyklizování dříví. Zatímco přírozená narušení mají delší a postupný charakter a průběh, holoseč je zpravidla provedena během několika dní. Vyklizováním dříví se zničí velké množství přírozené obnovy. Podmínky prostředí se mění příliš rychle na to, aby se lesní ekosystém mohl adaptovat a změna je tak příliš prudká a skoková. Na holoseči se dodnes také neponechává mrtvé dřevo větších rozměrů. Tato změna může společenstva, která na ploše po holé seči zůstala, značně poškodit (Kulla, 2009; Taeroe, 2019). To potvrzuje například práce Podrázského (2005), prováděná v lesích Národního Parku Šumava. Tato práce ukazuje, že na holinách se více než v přírozeně odumřelých porostech snižuje množství prospěšných, a naopak zvyšuje množství škodlivých prvků. Půdní dynamika je tedy bližší mezi odumřelým a živým porostem, než mezi holinou a živým porostem (Podrázský, 2005). Práce

Kully a kol. (2009), potom prokazuje, že vitalita obnovy, především stín tolerantních dřevin, je negativně ovlivněna rychlým otevřením zápoje v důsledku těžební činnosti (Kulla, 2009).

V některých porostech se pro potřeby obnovy praktikuje velkoplošná příprava půdy. Velkoplošnou přípravou půdy se z plochy odstraní jak přirozená obnova, která už se na ploše nacházela, tak bylinné patro předchozího lesa. Tento zásah má negativní vliv na populace druhů rostlin i hmyzu a otevírá stanoviště pro invazní a ruderalní druhy rostlin (Prach, 2009).

Po holé seči, při které bylo technikou zničeno již přítomné přirozené zmlazení, se dá očekávat přirozené zmlazení blízkých pionýrských dřevin, případně zmlazení ze semen porostu přítomného vedle holé seče a nebo zmlazení ze semen ponechaných výstavků. V každém případě lze předpokládat, že v přirozené obnově budou převládat právě pionýrské druhy dřevin, jako je bříza nebo olše. Práce Harmera & Morgana (2009), ale ukazuje, že i obnova břízy je vázaná na blízkost semenných stromů a ve větší vzdálenosti od nich už se přirozené zmlazení břízy tak hojně nevyskytuje (Harmer, 2009). To potvrzuje i práce Tiebela a kol. (2020), která ukazuje, že schopnost břízy se obnovit na silně narušených plochách závisí na blízkosti semenných stromů, semenných rocích břízy a stáří stromu (Tiebel, 2020). Břízy mají semenné roky přibližně každé tři roky. Na množství semenáčků může u některých druhů dřevin negativně působit pokryvnost vegetace a množství těžebních zbytků. Práce Harmera & Morgana (2009), ukazuje, že hustota semenáčků břízy byla menší tam, kde byla pokryvnost vegetace a množství těžebních zbytků větší, avšak u ostatních druhů dřevin to problém nebyl, naopak těžební zbytky mohou zvýšit kvalitu substrátu (Harmer, 2009). Na pozitivní vliv těžebních zbytků ukazuje i práce Taeroea a kol. (2019). Pozitivní vliv tam měly úlomky dřeva pokrývající plochu na přirozenou obnovu v mnoha zkoumaných případech (Taeroe, 2019).

3.5 Přirozená obnova v České republice

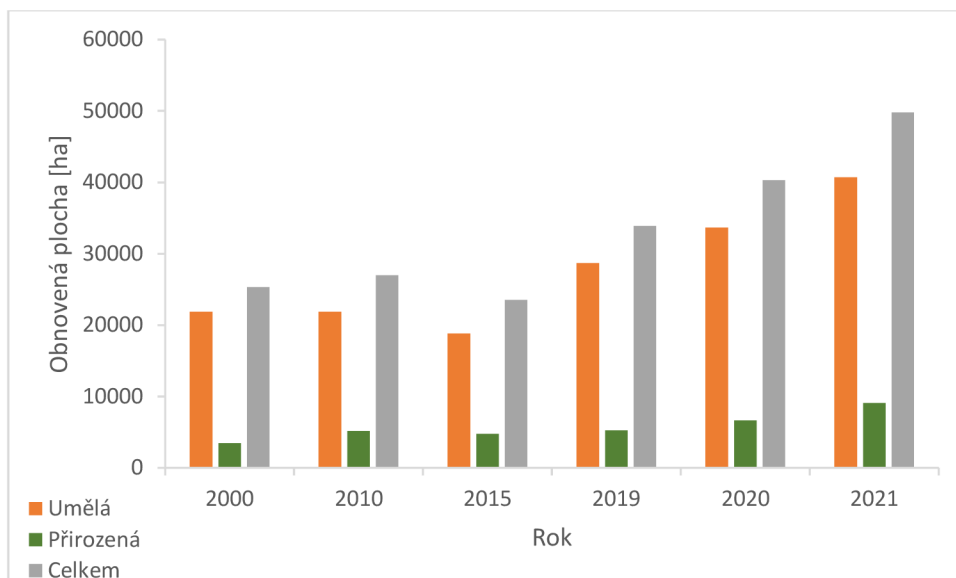
Výhody přirozené obnovy ve srovnání s umělou obnovou jsou ekonomického i ekologického rázu. Semenné stromy, které se nacházejí v porostu anebo v jeho

blízkosti poměrně snadno zmlazují a lze je tak využívat k přirozené obnově. V přirozené obnově ale bude dominovat opět jen dřevina, která dominuje v mateřském porostu. V takovém případě, pokud smrk není pro stanoviště vhodná cílová dřevina, je nutné přistoupit k umělému zásahu, kterým se vhodné dřeviny do porostu vnesou. Na místech, kde se přirozené obnovy vyskytují dostatečné počty, se na ni při obnově lesa, co se týče zákonných náležitostí pro zalesnění, lze spolehnout. Přirozená obnova, díky genům mateřských jedinců, zajišťuje v daném místě mnohem lepší ekologickou stabilitu než obnova umělá. Přesto ale nelze vždy přirozenou obnovu považovat za nejlepší cestu k zachování původních genových zdrojů všech organismů kvůli tomu, že většina lesů, ani v chráněných územích, nejsou původními porosty. Tím hrozí nebezpečí, že nová přirozeně vzniklá populace bude kontaminována geny z nepůvodních populací. Takové porosty mají často nižší odolnost vůči biotickým i abiotickým vlivům poškozování (Prach, 2009; Vacek, 2015).

Vzhledem k tomu, že porosty se často obnovují ze zmlazení, které bylo v porostu přítomné již během narušení, může nastat s přirozenou obnovou problém ve chvíli, kdy lýkožrout napadne i porosty v nereprodukčním věku. Dnes je běžné, že lýkožrout napadá i porosty, které nejsou staré ani šedesát roků, což je přibližný věk, ve kterém u smrku začíná možnost reprodukce. Smrk má čtyř až pětiletá semenná období, v horách pak sedmi až osmiletá (Bače, 2015; Šimek, 1993).

3.5.1 Množství přirozené obnovy

Množství přirozené obnovy v České republice od roku 2000 stále roste. V roce 2021 bylo v České republice obnoveno 49790 hektarů lesa, z toho 9111 hektarů bylo obnoveno přirozenou obnovou. Spolu s narůstajícím množstvím přirozené obnovy narůstá i celková plocha obnoveného lesa (*Graf 3*) (Ministerstvo zemědělství, 2022).



Graf 3. Plocha obnoveného lesa mezi roky 2000-2021 a druhy obnovy (Ministerstvo zemědělství, 2022)

Podíl obnovených ploch přirozenou obnovou v roce 2021 je přibližně 18 % (Graf 3). Díky tomu můžeme předpokládat, že ke schopnosti přirozené obnovy má vysoký potenciál velká část porostů v České republice. Tato hodnota totiž zřejmě ukazuje na porosty, kde je přirozená obnova odrostlá buřeni, tedy zajištěná. Tato hodnota by se tím pádem dala považovat za minimální, protože ploch s nezajištěnou obnovou může být mnohem více. Lesy se totiž často obnovují ze semenáčků, které jsou v porostu přítomné v době narušení, nebo bezprostředně po něm. Taková obnova je často výškově nižší než kterou lesnický provoz vykazuje, a proto s nimi nepočítá. Kvůli tomu je podstatná část této obnovy při těžbě a vyklizování dříví zničena (Čada, 2021).

Podle Národní inventarizace lesů v České republice převládalo mezi roky 2011 a 2015 množství přirozené obnovy, jejíž podíl z celkového množství obnovy tvořil více než 80 %. V přirozené obnově byly z 68 % zastoupené listnáče a z 32 % jehličnany. Celkově byl v přirozené obnově nejvíce zastoupený smrk, z listnáčů to byl buk. Rozdíl mezi výsledky Zprávy o stavu lesů a Národní inventarizací lesů je daný rozdílem v metodice, kde Zpráva o stavu lesů počítá s plochou obnovovaných lesů a Národní inventarizace lesů vychází ze svých náhodně rozmístěných zkusných ploch, bez ohledu na aktuální stav porostu (Kučera, 2019; Ministerstvo zemědělství, 2022).

Množství přirozené obnovy se zvyšuje se stářím porostu a tím daným jeho menším zapojením. V takovém porostu má přirozená obnova lepší světelné podmínky než v mladším, silněji zapojeném porostu, a má tak větší šanci vyrůst až do stromového patra. Tento vývoj můžeme v hospodářském lese stimulovat výběrným hospodářským způsobem, kterým simulujeme závěrečnou fázi lesa, uvolňujeme těžbou jednotlivých stromů zápoj a přirozená obnova má možnost se prosazovat (Kulla, 2009).

Dříve bylo množství přirozené obnovy nižší hlavně kvůli vysokým plánům na množství výroby dříví. Podrosty tak byly často poškozovány a ničeny především při přibližování dříví. Negativně ovlivňují množství přirozené obnovy i emise a kyselá deště (Šimek, 1993).

Před rokem 1993 byly při využití přirozené obnovy úspory na nákladech oproti umělé obnově až padesát tisíc korun na hektar. Dnes lze očekávat, že tato částka může být při správném hospodaření významně vyšší. Je ale zároveň nutné počítat s tím, že před rokem 1993 nebyly porosty tak rozsáhle narušovány, jak je tomu dnes (Šimek, 1993; Ministerstvo zemědělství, 2008).

3.6 Ostatní faktory ovlivňující přirozenou obnovu

3.6.1 Škůdci

Největším škůdcem na kulturách je klikoroh borový (*Hylobius abietis* L.). Nejčastěji se vyskytuje v monokulturách jehličnatých stromů, především borových. Brouci vylétají na jaře a nalétají na čerstvé paseky, především borové, ale i smrkové. Samičky kladou na pařezy nebo kořeny vajíčka. Dospělci poté napadají mladé kultury, především na holosečných pasekách, ve kterých již byla provedena nová výsadba. Jako ochranné opatření se doporučuje rok až dva počkat s novou výsadbou. V roce 2021 bylo poškození klikorohem evidováno na ploše 4,3 tisíce hektarů. Obnovu mohou poškozovat i další škůdci, jako například chrousti (*Melolontha spp.*). V důsledku vývoje chroustů poškození chrousty graduje vždy jednou za 4 roky. Poškození obnovy a kultur ostatními škůdci je však minoritní (Leather, 1999; Ministerstvo zemědělství, 1996; Zpravodaj ochrany lesa, 2021)

3.6.2 Buřeň

Jako buřeň označujeme rostliny, které nejsou žádoucí pro následný růst obnovy. Buřeň soutěží s obnovou o živiny a mnohdy je nejdůležitějším faktorem bránícím úspěšné obnově lesa. Buřeň dřevinám v obnově konkuruje především na lokalitách s nedostatkem vody a živin, právě odebráním vody a živin, utlačováním v prostoru a zastíňováním (Němeček, 2009; Čermák, 2011).

Buřeň může mít i pozitivní vliv v podobě přiměřené konkurence. Dřeviny v takovém případě co nejrychleji odrůstají, aby získali konkurenční výhodu. To však může vést k vyčerpání rezerv dřeviny a následné citlivosti na stres či nerovnováze mezi velikostí kořenového systému a nadzemní částí dřeviny. Dalším pozitivním vlivem buřeně může být ochrana proti okusu zvěři (Čermák, 2011).

Smrk ztepilý je vůči buřeni relativně odolný díky rychlému odrůstání v mládí. Problémem však nastává, pokud se buřen nachází v porostu a semena padají do buřeně. Semena spadlá do buřeně poté sice mohou vyklíčit, ale neuchytí se. Mezi nepříznivé druhy v buřeni patří pro obnovu smrku především vysoké a husté porosty trav: ostřic (*Carex spp.*), metliček (*Avenella spp.*) a třtin (*Calamagrostis spp.*). Z bylin jsou pak nejméně příznivými například husté a vysoké porosty vrbovky úzkolisté (*Epilobium angustifolium L.*), nebo netykavky (*Impatiens spp.*) (Šimek, 1993).

Práce Jylhäy & Hytönenena (2006), ukazuje, že v kulturách borovice lesní a smrku ztepilého dochází ke zvyšující se mortalitě jedinců obnovy až při krytu vegetace vyšším než 60 %. Vliv při nižších hustotách buřeně nebyl podstatný ani pro mortalitu ani pro přírůst (Jylhä, 2006). Že množství přirozené obnovy nemusí být vůbec závislé na množství buřeně se ukazuje i v práci Martiníka a kol. (2014), kde větší množství přirozené obnovy bylo nalezeno na ploše, na které byla pokryvnost vegetace větší než na ploše, kde byla pokryvnost vegetace menší.

Buřeně je možné se zbavovat buďto manuálně vyžínáním, anebo herbicidy. Herbicidy ale mohou negativně ovlivnit jak zbytek bylinného patra mimo potlačovanou buřeň, tak i semenáčky dřevin. Odstraňování buřeně vyžínáním pouze okolo semenáčků naproti tomu není téměř vůbec hrozbou pro další rostliny

bylinného patra. Pokud nedojde k podseknutí dřeviny, není vyžínání nebezpečné ani pro dané dřeviny. Na vyžínání je však potřeba vynaložit větší náklady na pracovníky, kvůli větší časové a pracovní náročnosti (Willoughby, 2003; Čermák, 2011).

3.6.3 Zvěř

Největší poškození na obnově je způsobeno okusem terminálu. Poškození, která působí v porostech zvěř, jako je okus, loupání nebo ohryz, patří k nejvýznamnějším vlivům poškození. V roce 2005 bylo okusem terminálu poškozeno 26 % jedinců obnovy. Poškození obnovy okusem bylo zaznamenáno na celém území České republiky. Mezi roky 2011 a 2015 bylo poškození zvěří zaznamenáno na přibližně 8 % jedinců obnovy, z toho více než 7 % bylo poškození silné. Zvěř poškozuje nejvíce obnovu jedle. U listnáčů je množství poškozených jedinců podle druhů velmi podobné (Rychtecká, 2008b; Kučera, 2019). Problém představuje zejména spárkatá zvěř, která nepříznivě ovlivňuje možnosti nápravy hospodaření likvidací přirozené obnovy listnáčů a jedle. Tím znemožňuje zvýšení ekologické stability porostů (Němeček, 2009).

Aby smrk překročil v podrostu v horských podmínkách 1,5 m výšky, potřebuje k tomu přibližně 26 let. Po okusu se tato doba zvyšuje až o dvě desítky let. Mnoho dřevin poté umírá a i přesto, že je obnova permanentní, nedochází k jejímu odrůstání (Čermák, 2008).

Ukazuje se, že vysazené sazenice jsou okusu vystaveny více než přirozená obnova. Sazenice jsou vysazovány víceméně v pravidelném sponu a jsou tedy vizuálně nápadnější, statnější a mají pro zvěř větší potravní zisk. Oproti tomu přirozená obnova je poměrně dlouho skryta v podrostu a je shlukovitě rozmístěna, čímž jedinci na okraji chrání před okusem jedince uvnitř hustých shluků. Avšak vysazená obnova má rychlejší přírůst než přirozené nálety a tím pádem rychleji odrůstá z dosahu okusu. Je to dané tím, že výsadby mají větší kořenové systémy, díky kterým mají i vyšší růstový potenciál. Poškození zvěří je vyšší i na plochách ošetřených herbicidy proti buřeni než na plochách bez zásahu. Ochranu před

okusem zvěří mohou poskytovat i vývraty, ve kterých se často přirozená obnova vyskytuje (Čermák, 2011; Taeroe, 2019).

Kompetice buřeně a poškození zvěří je největší hrozbou pro přirozenou obnovu v temperátních lesích. Ukazuje se, že kompetice buřeně a okus zvěří je vyšší v lokalitách, kde není ponecháno mrtvé dřevo (Taeroe, 2019).

3.6.4 Substrát

Smrk, i pionýrské dřeviny, které můžeme očekávat v přirozené obnově v odumírajících smrkových porostech, jsou k úživnosti půdy víceméně indiferentní. Naopak právě smrk svým opadem mění charakter půdního krytu okyselováním. Mnohem více než na samotném půdním typu záleží na struktuře mechového a bylinného patra, tvořeného mateřským porostem a na mrtvém dřevě. Smrk pro zdárnou přirozenou obnovu vyžaduje především příznivě vlhkou půdu s dobře rozkládajícím se humusem, která je důležitá pro klíčení semen (Souček, 2021; Špulák, 2017; Šimek, 1993).

3.6.4.1 Mrtvé dřevo

Významná role mrtvého dřeva byla prokázána v lesích po celém světě. Mrtvé dřevo vytváří různorodá stanoviště pro mnoho druhů, jak živočichů, tak i rostlin. Tím mrtvé dřevo udržuje jejich biodiverzitu. Množství mrtvého dřeva je v hospodářských lesích, oproti pralesům a porostům s nenarušeným vývojem, významně negativně ovlivněno lesnickým hospodařením (Svoboda, 2005).

Z mnoha kulturních porostů nemá smysl mrtvé dřevo těžít, protože náklady na jeho těžbu často překročí samotný zisk z takového dříví. Proto se vyplatí v některých takových porostech mrtvé dřevo ponechat. Jedná-li se o mrtvé dřevo, které nehrozí rizikem rozšíření patogenů, je jeho ponechání akceptováno jako součást trvale udržitelné péče o hospodářské lesy (Čada, 2021; Kučera, 2019).

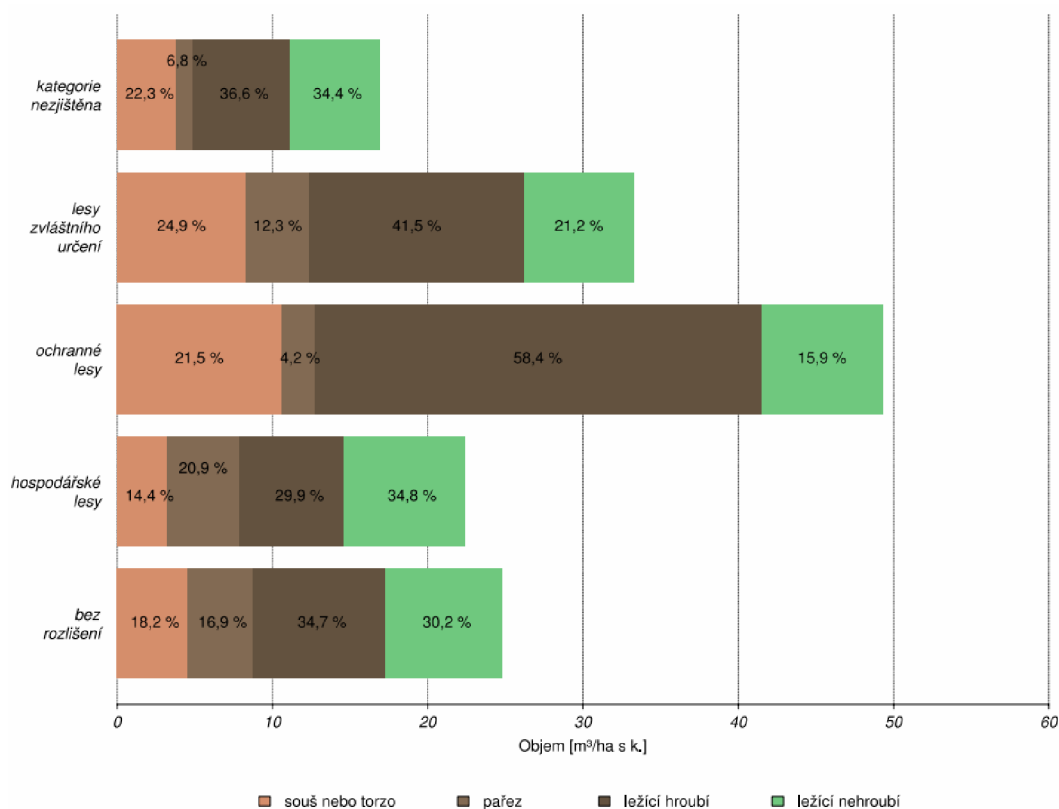
Ponechání mrtvého dřeva ovlivňuje jak množství přirozené obnovy, tak hlavně její populační dynamiku. Mrtvé dřevo pomáhá dodávat jedincům obnovy živiny pro konkurenci s ostatními rostlinami v podrostu a její přírůst je tak větší a mortalita menší než tam, kde mrtvé dřevo ponecháno není (Fischer, 2012).

Práce Svobody (2005), prováděná v lesích NP Šumava, ukazuje, že přestože mrtvé dřevo pokrývá průměrně přibližně 7,5 % sledovaných ploch, přibližně tříčtvrtě množství obnovy smrku ztepilého se nachází právě na tomto mrtvém dřevě. Tyto výsledky potvrzuje například i práce Taeroea a kol. (2019). Mrtvé dřevo v pozdějších fázích rozkladu je důležité pro klíčení semen smrku. Nejvyšší podíl mrtvého dřeva se pak v lesích nachází ve stádiu rozpadu a ve stádiu dorůstání. Množství mrtvého dřeva je ovlivněno i nadmořskou výškou a stanovištními podmínkami. Ve vyšší nadmořské výšce než je optimum a v horších stanovištních podmínkách se stromy nedorůstají takových rozměrů a tím se snižuje i objem mrtvého dřeva (Svoboda, 2005; Taeroe, 2019).

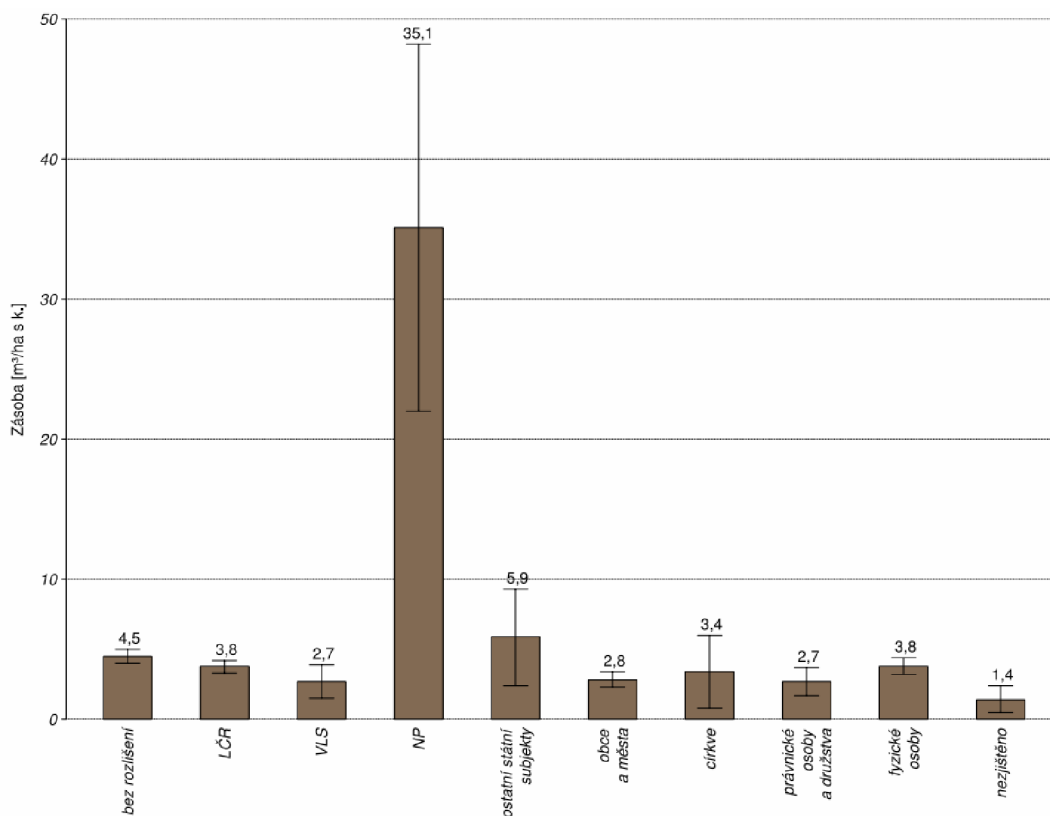
Mrtvé dřevo je zároveň důležité pro vázání uhlíku a jeho postupného rozkladu a ve fixaci oxidu uhličitého. Uhlík je při rozkladu mrtvého dřeva postupně rozkládán a organický uhlík přechází do půdy. Mrtvé dřevo působí proti zvýšení emisí skleníkových plynů. Rozpadem dřeva je obohacován půdní humus. Mrtvé dřevo a půdní humus mají zároveň schopnost dobře vázat vodu a napomáhají tak vodnímu režimu porostu (Kučera, 2019).

3.6.4.1.1 Množství mrtvého dřeva v lesích České republiky

Podle Národní inventarizace lesů činil celkový objem mrtvého dřeva mezi roky 2011 a 2015 v lesích České republiky téměř 70 milionů metrů krychlových, střední zásoba na hektar pak činila přibližně 25 metrů krychlových. Největší podíl mělo ležící hroubí. Nejvíce mrtvého dřeva se nacházelo v ochranných lesích. V hospodářských lesích se nacházelo přibližně 23 metrů krychlových mrtvého dřeva na hektar, s dominancí ležícího nehroubí. Zásoba souší na hektar byla v průměru o něco vyšší u lesů ve statním vlastnictví než u lesů v soukromém vlastnictví, pokud se nezapočítají národní parky (*Graf 4; 5*) (Kučera, 2019).



Graf 4. Hektarový objem a podíl jednotlivých forem mrtvého dřeva podle kategorie lesa, období NIL2 (2011–2015) (Kučera, 2019)



Graf 5. Hektarová zásoba souší podle druhu vlastnictví, období NIL2 (2011–2015) (Kučera, 2019)

3.7 Přeměna, převod a přestavba lesa

Přeměnou lesů rozumíme zásadní změnu druhové skladby porostů, zaměřenou na předčasnou či urychlenou obnovu cílových dřevin. Přeměny smrkových porostů se provádějí ve snaze zvýšit jejich produktivitu a stabilitu. Ruku v ruce s přeměnou porostu jde zpravidla i převod, čímž rozumíme změnu hospodářského tvaru lesa. Spojení těchto dvou činností poté nazýváme přestavbou lesa, která je komplexní činností zahrnující prvky jak přeměny porostu, tak převodu hospodářského způsobu. Monokulturní les po přestavbě bude fungovat přirozeněji, přinese širší množství užitků a efektivita jejich využívání bude lepší. Hospodářským lesem po přestavbě je les smíšený, nebo les s dominancí jednoho druhu dřeviny, který je věkově strukturovaný a ve kterém meliorační dřeviny vytváří v porostu rozložené skupiny podle své rozhodující funkce (Vacek, 2015).

Během přestavby porostu je nutné počítat se její časovou náročností v rámci desetiletí až století, rizikem snížené statické stability porostu a tendencí vytváření stejnověké struktury přirozené obnovy po uvolňování (Vacek, 2015).

Po celoplošném narušení daného porostu už teoreticky o změně druhové skladby a hospodářského způsobu oproti mateřskému porostu nemusíme mluvit jako o přestavbě, protože se nemusí upravovat druhová skladba a věk dřevin v daném porostu, ale pracuje se pouze s obnovou, jako po holé seči. Jsou i doporučení pro napodobení přirozeného disturbančního režimu a stimulování biodiverzity, pomocí snahy napodobit disturbanci způsobenou disturbančním činitelem přirozeným pro danou lokalitu, a na tvoření mezer různých velikostí v porostech. Úbytek světlých, otevřených lesů je totiž důležitou příčinou ohrožení evropské lesní biodiverzity. Dnes je nadměrný korunový zápoj a hustota stromů příčinou nejen ochuzování přírodní rozmanitosti, ale i zranitelnosti lesa. Čím je porost hustší, tím snáze podléhá suchu, chorobám a škůdcům (Thom, 2016; Kjučkov, 2021).

3.7.1 Přestavba lesů na smrkové monokultury

Přestavba lesů na převážně smrkové vysoké lesy, obhospodařované holosečně, proběhla v České republice po kolektivizaci. Před kolektivizací soukromí vlastníci lesa upřednostňovali především nízké lesy. Ty byly tvořeny dřevinami schopnými se vegetativně zmlazovat. Drobní soukromí vlastníci využívali les především pro svoje vlastní účely (hlavně jako zdroj paliva) a hospodářský tvar nízkého lesa pro ně měl větší smysl díky krátké době obmýti (Spiecker, 2004).

Přeměna na smrkové monokultury proběhla především proto, že smrk, jakožto hlavní hospodářská dřevina, nabízí, vzhledem ke své využitelnosti a možnosti masové produkce, nejvyšší možný zisk z prodeje dříví. Prodej dříví je dodnes největším zdrojem financí v lesním hospodářství. Stejnověké monokulturní porosty smrku ztepilého vznikaly kvůli obhospodařování porostů velkoplošnými holými sečemi obnovovanými umělou obnovou (Šimek, 1993; Ministerstvo zemědělství, 2022).

3.7.2 Přestavba lesů ze smrkových monokultur na smíšené lesy

Velký význam ve smrkových monokulturách mají pionýrské druhy jako jeřáb či bříza. Ty ve smrkových porostech, díky šíření semen i na velké vzdálenosti, dobře zmlazují a na smrkových stanovištích zlepšují půdní vlastnosti, které byly pěstováním smrku negativně ovlivněny (Macek, 2017; Špulák, 2017).

Při přeměně porostů smrkových na smíšené lze využít ve starších smrkových porostech i dobrého zmlazování jiných listnáčů, jako je například buk (Fischer, 2012).

3.7.2.1 Meliorační dřeviny

Meliorační dřeviny se do porostů vnášejí za účelem udržení ekologické stability porostu, zpevnění kvůli větru, zvýšení produkce, anebo zajištění nezhoršené produkční schopnosti na méně úživných půdách (Šimek, 1993).

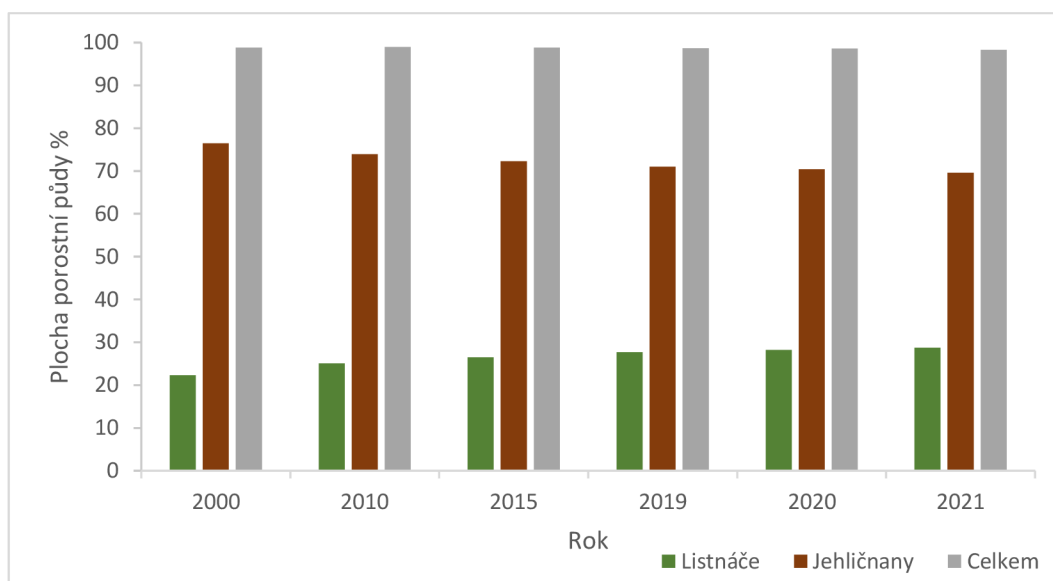
Lesní zákon udává při obnově lesního porostu určité množství melioračních a zpevňujících dřevin. Toto nařízení však neplatí pro nejmenší vlastníky lesů. Ekologickou stabilitu lesů se snaží zákonodárci od revoluce zlepšit pomocí prosazení vyššího množství melioračních dřevin jak v oblastech, kde má smrk přirozený výskyt, tak o to víc v oblastech, kde se smrk přirozeně nevyskytuje. Hospodářský les by díky této úpravě měl, mimo převažující výskyt smrku, obsahovat kotlíky dřevin jako jsou buk, jedle, modřín, nebo douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* L.). To záleží na úživnosti stanoviště. Tyto dřeviny je nutné po holoseči či narušení vnést do porostu dříve než smrk, aby získali růstový náskok před rychleji rostoucím smrkem. Taková přeměna porostu trvá okolo čtyřiceti let. Tam, kde se dostatek těchto dřevin neobjevuje v přirozené obnově je nutné tyto druhy dřevin vnést umělou obnovou (Prach, 2009; Spiecker, 2004).

Dříve se v lesnické praxi ale toto nařízení zákona často obcházel, protože existuje lhůta, po kterou musí být tyto dřeviny v porostu přítomny. Po uplynutí této lhůty se lesník opět mohl soustředit na prosazování smrku oproti těmto druhům dřevin (Prach, 2009).

Na pozitivní efekt listnatých stromů na odolnost porostu proti poškození ukazuje například práce Kully a kol. (2009), ve které je poměr listnatých stromů vůči smrku mnohem větší v nepoškozených porostech než v poškozených (Kulla, 2009).

Pro přeměny smrkových monokultur se nejlépe osvědčila kombinace okrajové clonné seče s předsunutými kotlíky. Buk se vnáší především do kyselých jedlobučin. Zde je jeho hlavním úkolem zajistit produkční schopnost lesních půd do budoucna. Na pozitivní vliv opadu buku lesního v porostech smrku ztepilého odkazuje například práce Špulák & Kacálek (2017) která ukazuje, že opad buku ve smrkovém porostu zvýšil pH půdy a obsah živin v půdě. Proti směru bořivých větrů se může využít v menších skupinách modřín opadavý (*Larix decidua* L.). Jedle se vnáší především na úrodnější a vlhčí části uvnitř porostů (Šimek, 1993; Špulák, 2017).

3.7.2.2 Změna zastoupení skupin dřevin



Graf 6. Druhové složení lesů z celkové plochy porostní půdy (Ministerstvo zemědělství, 2022)

Celková plocha zastoupení jehličnatých dřevin se snižuje a plocha listnatých dřevin zvyšuje. Dle Zprávy o stavu lesa 2021 kleslo od roku 2000 do roku 2021 zastoupení jehličnatých dřevin o téměř 7 %. Nejvíce se snížilo zastoupení smrku a borovice, zastoupení ostatních jehličnatých dřevin mírně narostlo, nebo stagnuje na stejné hodnotě. Nejvíce vzrostlo zastoupení buku – o více než 3 % (Graf 6) (Ministerstvo

zemědělství, 2022). Dle Národní inventarizace lesů se mezi roky 2001–2014 snížilo zastoupení jehličnatých dřevin o 2,4 % (Kučera, 2019).

4 Metodika

4.1 Výběr lokalit

Výběr lokalit byl proveden pomocí kůrovcové mapy (<https://www.kurovcovamapa.cz/>). V rámci mapy byly vytipovány lokality s nezpracovanými suchými stromy podle legendy. Případná kontrola byla provedena pomocí ortofoto mapy, která byla ale zpravidla starší. Vzhledem k tomu, že je kůrovcová mapa aktualizována vždy k předchozímu roku, bylo nutné počítat s tím, že některé porosty, již mohou být zpracovány. Pro výzkum tedy byly vybrány převážně porosty smrku, který v nedávné době plošně odumřel, a kde nebyly suché stromy zpracovány.

Lokality byly vybrány na Vysočině – v okolí měst Humpolec a Pelhřimov, ve Středních Čechách – v okolí obcí Řevnice, Černošice a Hřiměždice a v Jižních Čechách – v okolí města Písek. Plochy byly vybrány v lokalitách podle dostupnosti od bydliště autora, v lokalitách postižených výskytem lýkožrouta smrkového. Plochy se nacházely v přírodních lesních oblastech 7 (Dobříšská pahorkatina), 8 (část b), 10 a 16.

V přírodní lesní oblasti 7, v části Dobříšská pahorkatina, činí střední nadmořská výška 388 metrů nad mořem. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 6,6–7,5 °C, průměrný roční úhrn srážek se pohybuje mezi 607–800 milimetry. Vegetační doba trvá 122 až 153 dní. Zkoumané plochy v této přírodní lesní oblasti se nacházeli v lesních vegetačních stupních bukodubových až dubobukových (ÚHUL, 2001).

V přírodní lesní oblasti 8, v části b, se nadmořská výška pohybuje od 190 do 499 metrů nad mořem. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 8,3–8,7 °C, průměrný roční úhrn srážek se pohybuje mezi 480–564 milimetry. Délka vegetační doby se pohybuje mezi 156–163 dny. Zkoumané plochy v této přírodní lesní oblasti se nacházeli v lesních vegetačních stupních bukodubových až dubobukových (ÚHUL, 2000).

V přírodní lesní oblasti 10, se nadmořská výška pohybuje od 210 do 513 metrů nad mořem. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 7–7,5 °C, průměrný roční úhrn

srážek se pohybuje mezi 600–650 milimetry. Vegetační doba trvá průměrně 153 dní. Zkoumané plochy v této přírodní lesní oblasti se nacházeli v lesních vegetačních stupních bukodubových až bukových (ÚHUL, 2001).

V přírodní lesní oblasti 16, se nadmořská výška pohybuje od 268 do 836 metrů nad mořem. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 5–10 °C, průměrný roční úhrn srážek se pohybuje mezi 600–750 milimetry. Délka vegetační doby se pohybuje mezi 130–150 dny. Zkoumané plochy v této přírodní lesní oblasti se nacházeli v lesních vegetačních stupních dubobukových až bukových (ÚHUL, 2000).

Výsledná hustota ploch byla maximálně 1 plocha na 9 hektarů. Jednotlivé plochy od sebe tedy musely být vzdáleny alespoň 300 metrů. Minimální šířka porostu musela být alespoň 30 metrů. Porosty musely být reprezentativní pro hospodářské lesy, tedy se nesměly nacházet v maloplošném chráněném území nebo na území Národního Parku.

číslo plochy	lokalizace	souřadnice N	souřadnice E	nadmořská výška [m. n. m.]
1	Praha – Západ	49.92858	14.32447	355
2	Praha – Západ	49.93103	14.32714	365
3	Pelhřimov	49.55190	15.24148	455
4	Pelhřimov	49.55219	15.23800	455
5	Pelhřimov	49.55087	15.23603	480
6	Pelhřimov	49.57183	15.24515	380
7	Pelhřimov	49.57816	15.19064	430
8	Pelhřimov	49.57928	15.19603	415
9	Pelhřimov	49.58127	15.18917	420
10	Pelhřimov	49.57802	15.20809	425
11	Pelhřimov	49.58128	15.23886	380
12	Hřiměždice	49.69750	14.27497	435
13	Hřiměždice	49.68727	14.26413	345
14	Hřiměždice	49.69348	14.26855	375
15	Praha – Západ	49.91916	14.30857	290
16	Praha – Západ	49.91667	14.30378	360
17	Praha – Západ	49.92219	14.29736	305
18	Písek	49.38441	14.17300	415
19	Písek	49.36853	14.18845	470
20	Písek	49.32788	14.15578	395

Tabulka 1. Lokalizace ploch (souřadnice jsou uvedeny v souřadnicovém systému WGS 84)

4.2 Práce v terénu

V každé vytipované skupině odumřelých stromů byla založena jedna studijní kruhová plocha o velikosti 500 m². Plocha byla v rámci porostní skupiny umístěna náhodně na základě náhodně vygenerovaného čísla, pomocí kterého byla určena vzdálenost plochy od okraje porostu, a tak aby výzkumná plocha celá spadala do porostní skupiny.

Pomocí aplikací v telefonu byly zjištěny souřadnice středu plochy a nadmořská výška. Do středu plochy byl zatlučen kolík pro případ další lokalizace. Pásmem, či jiným dálkoměrem byla měřena vzdálenost od středu. Metrem byla měřena výška

obnovy. Obvodovým měřidlem, či průměrkou, byly měřeny výčetní tloušťky u jedinců, u kterých si nebylo možné být jistý, zda ještě spadají do obnovy. Relaskopickým sklíčkem byla zjištěna kruhová základna porostu. Data byla v terénu zapsána do papírového formuláře.

Od středu plochy byly vytyčeny dvě kruhové zkusné plochy, větší o velikosti 500 m² (poloměr 12,62 m) a vnitřní kruhová plocha o velikosti 25 m² (poloměr 2,82 m). Na vnitřní kruhové zkusné ploše o bylo spočítáno veškeré zmlazení v kategoriích podle druhu dřeviny a výšky ve výškových třídách: semenáček; <10 cm; 10-50 cm; 0,5-1,3 m; 1,3-2,5 m; >2,5 m s DBH <10 cm. Byly uvažovány pouze druhy dřevin, které mají potenciál dosáhnout stromového vzrůstu. Několik výhonů pocházejících od jednoho jedince bylo počítáno jako jeden jedinec. Byly započítáváni všichni živí jedinci, bez ohledu na zdravotní stav.

Na větší kruhové zkusné ploše o velikosti 500 m² bylo spočítáno zmlazení vyšší než 30 cm v kategoriích podle druhu dřeviny a výšky, ve čtyřech výškových třídách: 30-50 cm; 0,5-1,3 m; 1,3-2,5 m; >2,5 m s DBH <10 cm. Ostatní pravidla byla stejná jako u menší kruhové zkusné plochy.

Dále byly popsány vlastnosti bylinného patra – celková pokryvnost a pokryvnost jednotlivých typů vegetace – kapradiny, trsnaté trávy, výběžkaté trávy, biky, ostřice/sítiny, ostatní byliny, brusnice, maliník/ostružiník, keřové patro, mechové patro a kameny/skály. Ze středu plochy byla pomocí relaskopické metody určena kruhová základna porostu před odumřením – všechny stromy, které odumřely při poslední disturbanční události plus aktuálně živé stromy. Staré mrtvé stromy, pahýly a pařezy nebyly zahrnuty.

Byl určen podíl jednotlivých druhů dřevin před odumřením na základě jejich podílu na kruhové základně porostu. Z celkové kruhové základny byl určen podíl stromů, které byly dosud živé. Byly zapsány všechny druhy stromů, jejichž plodící jedinci se nacházeli v blízkosti plochy.

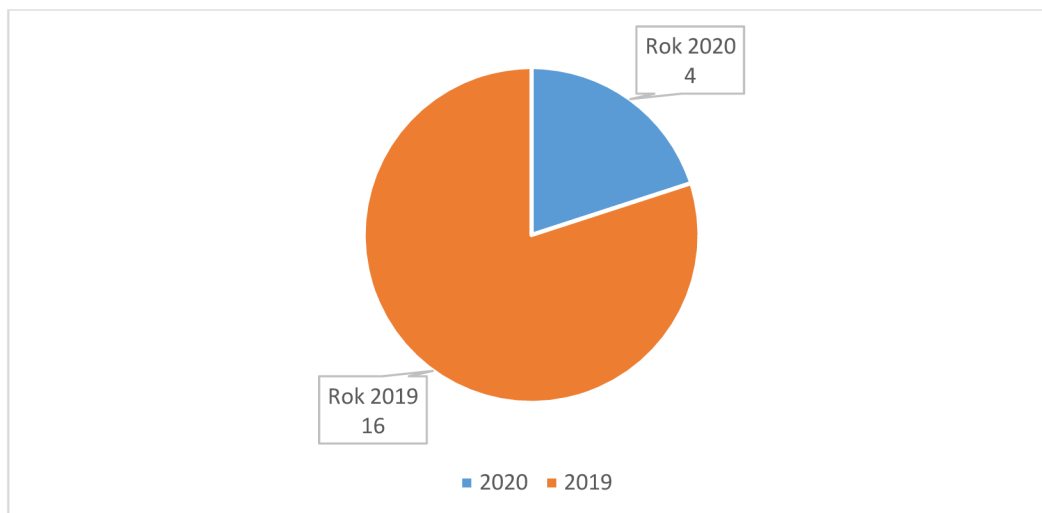
Sběr dat proběhl v druhé polovině vegetační sezóny roku 2021.

4.3 Zpracování

Data byla zpracována pomocí počítačových softwarů Microsoft Excel a StatSoft Statistica 12. Pro testování vztahu hustoty zmlazení a dalších faktorů byl využity funkce korelace a regrese v programu Statistica. Ostatní grafy byly vytvořeny v programu Excel.

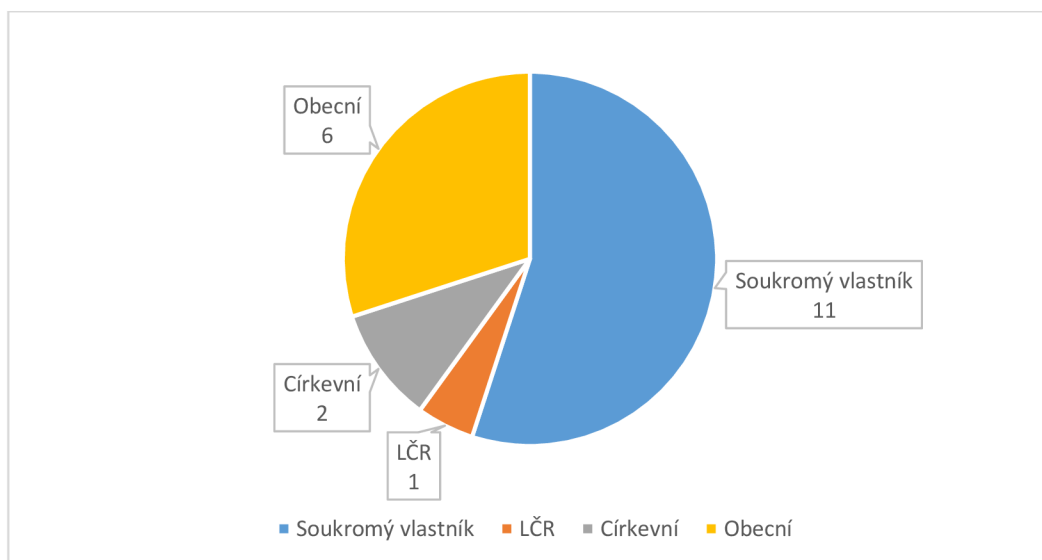
5 Výsledky

5.1 Odumření porostů a vlastnický poměr



Graf 7. Odumření porostů

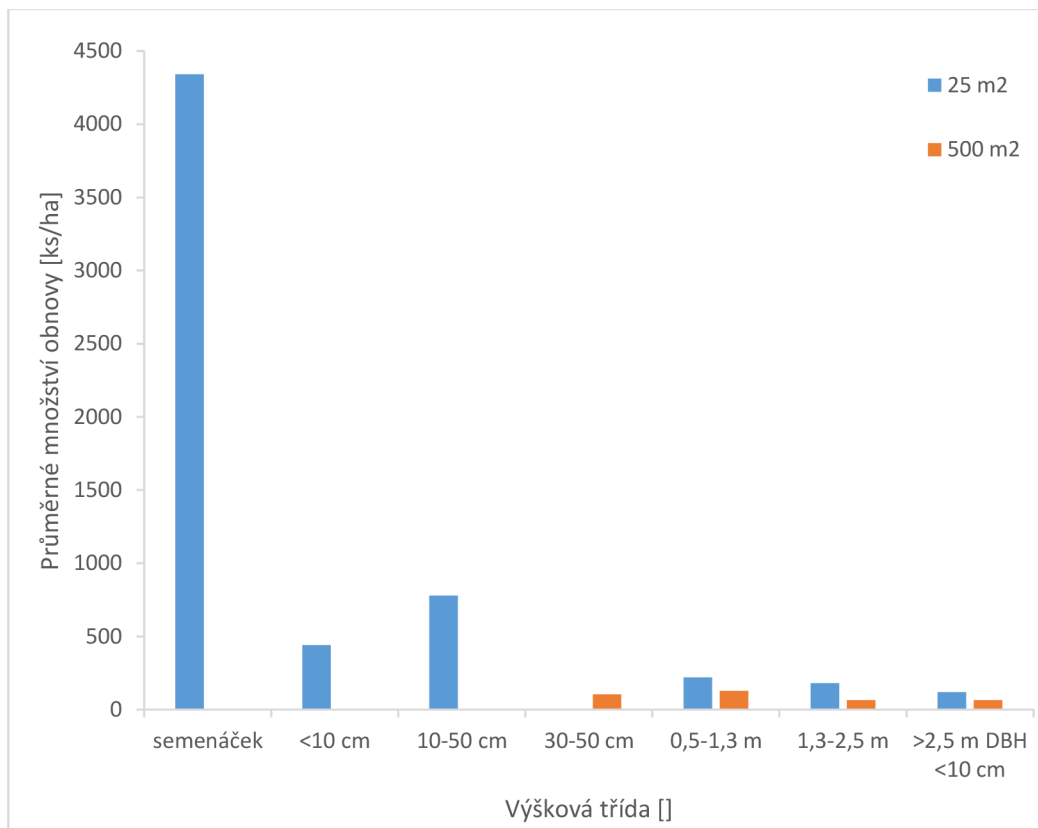
Většina porostů, podle Kůrovcové mapy a odhadu z terénu, odumřela pravděpodobně v roce 2019, některé v roce 2020, tj. dva roky a jeden rok před sběrem dat (Graf 7)



Graf 8. Podíl vlastníků porostů na měřených plochách

Více než polovina vlastníků porostů, ve kterých jsem měření prováděl, byli soukromí vlastníci, asi třetinu tvořili obecní lesy a pouze jedna lokalita byla ve státním vlastnictví (Graf 8).

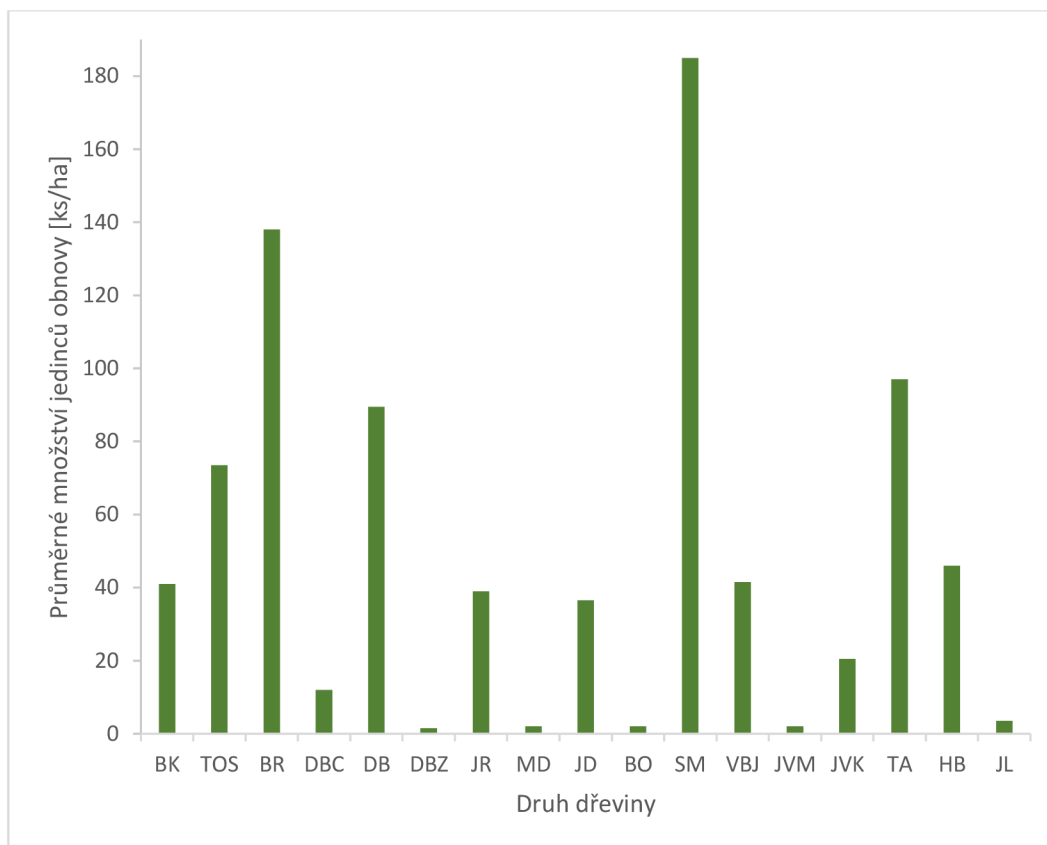
5.2 Obnova



Graf 9. Průměrné množství obnovy přepočtené na hektar ve výškových třídách na hektar zjištěné na plochách o velikosti 500, respektive 25 m².

Celkový průměrný počet přirozené obnovy na hektar byl 6052 jedinců. Ve výškových třídách nad 10 cm byl celkový průměrný počet 1272 jedinců na hektar. Nejčastěji se vyskytující výšková třída v obnově na plochách 500 m² byla třída 0,5-1,3 m, na plochách 25 m² to byly semenáčky (Graf 9).

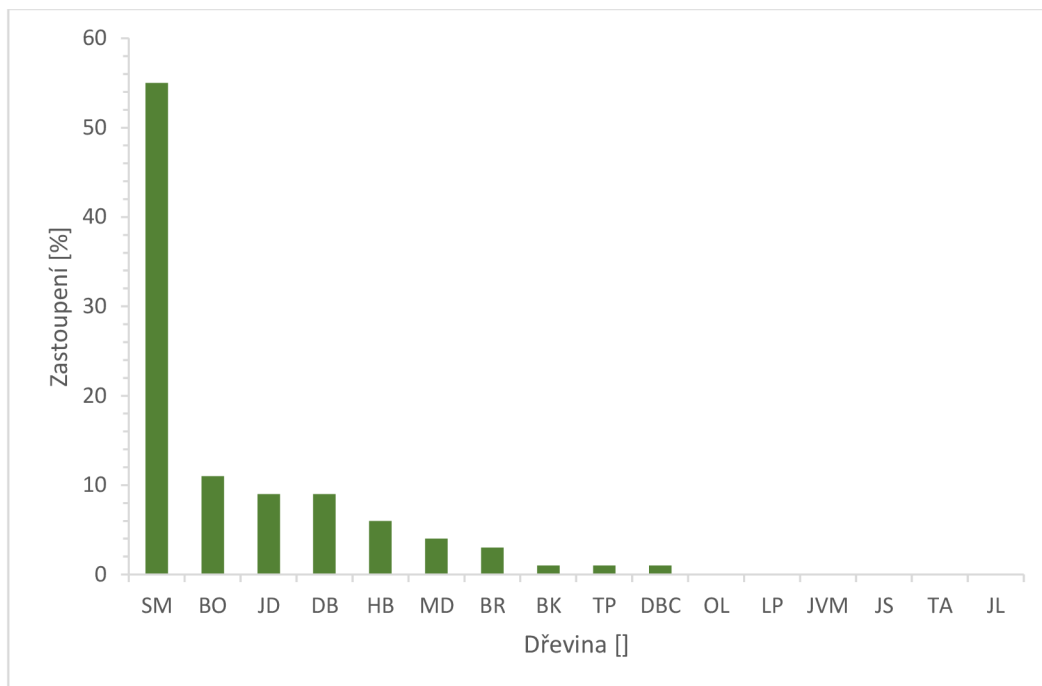
Dřevinou, která se vyskytovala v obnově na nejvíce plochách, byl smrk.



Graf 10. Průměrné množství jedinců obnovy jednotlivých druhů dřevin ve výškových třídách >10 cm přepočtené na hektar (zkratky dřevin, viz strana 62)

Nejčastěji vyskytující se dřevinou v obnově ve výškových třídách vyšších než 10 cm, byl smrk. Dále se často vyskytují pionýrské dřeviny, jako je bříza, nebo topol osika (*Graf 10*).

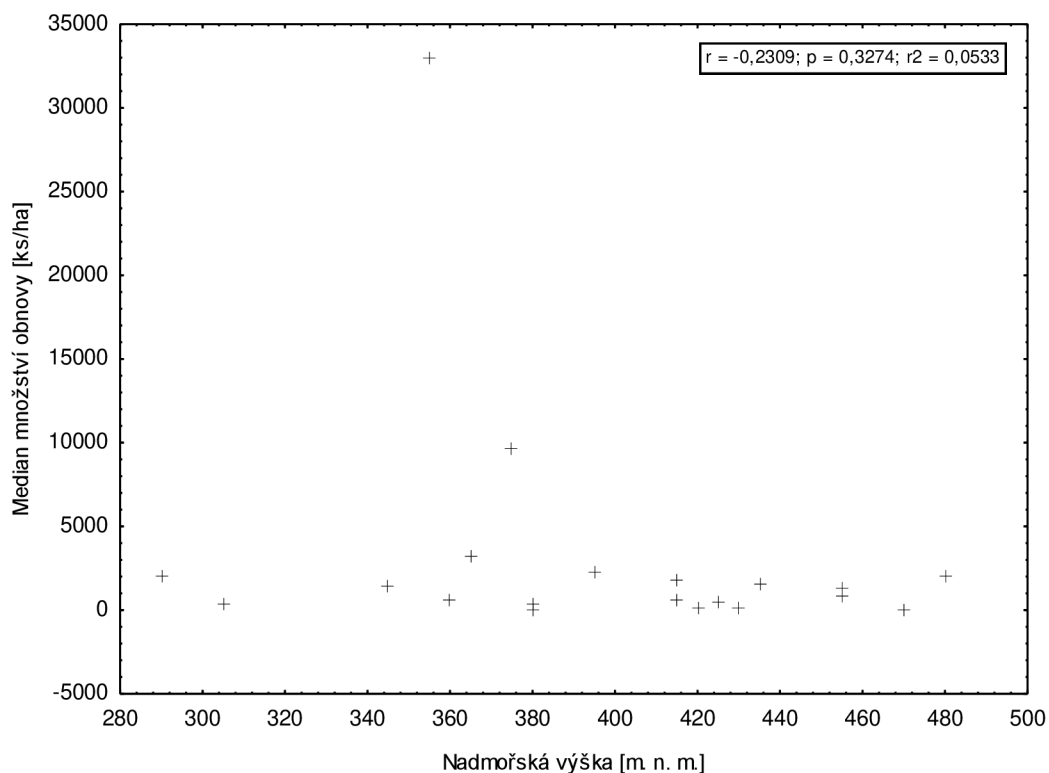
5.3 Dřeviny stromového patra



Graf 11. Zastoupení živých dřevin ve stromovém patře podle kruhové základny

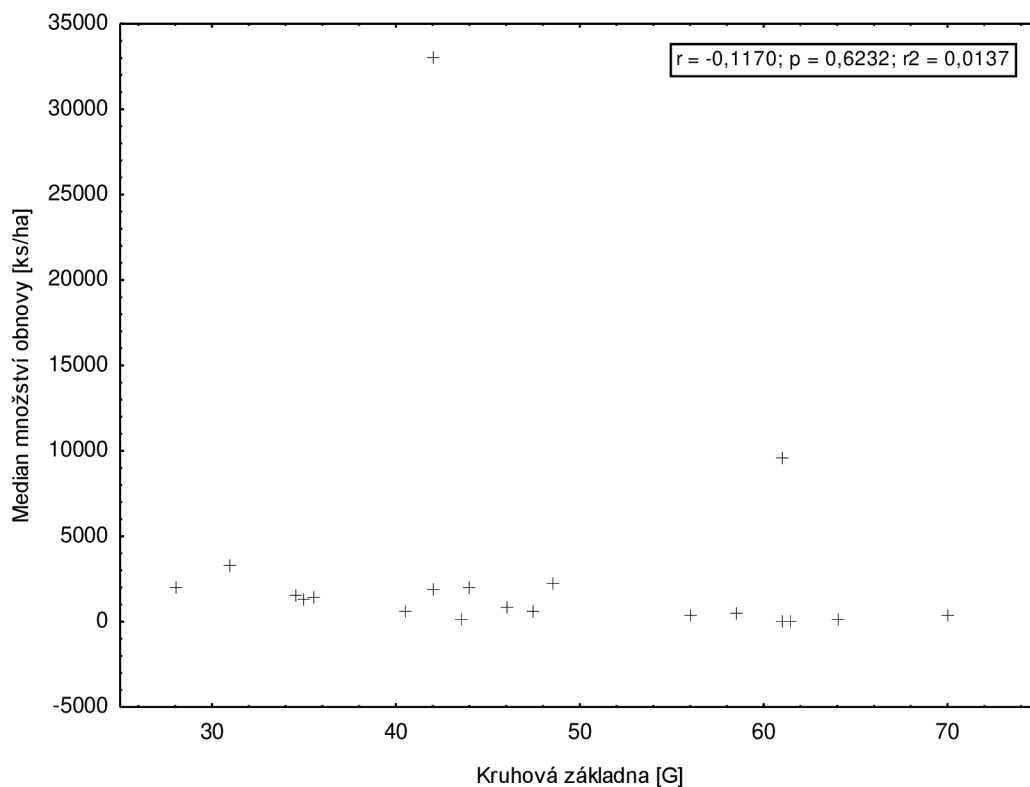
Nejvíce zastoupenou živou dřevinou ve stromovém patře byl smrk. Dřeviny, u kterých je uvedeno nulové zastoupení jsou dřeviny, které se nacházely v okolí porostů a mají potenciál z hlediska obnovy rozpadlého porostu (Graf 11). Průměrně se v porostech nacházelo 9 % živých stromů z celkové kruhové základny živých i mrtvých stromů.

5.4 Závislost množství obnovy na jednotlivých faktorech



Graf 12. Závislost množství obnovy na hektar na nadmořské výšce

Vztah množství obnovy k nadmořské výšce nebyl v získaných datech prokázán (Graf 12).



Graf 13. Závislost množství obnovy na hektar na kruhové základně všech stromů

Vztah množství obnovy ke kruhové základně nebyl v získaných datech prokázán. (Graf 13). Nebyla nalezena prokazatelná souvislosti ani mezi kruhovou základnou pouze živých, či pouze mrtvých stromů.

5.5 Vegetace

Průměrná pokryvnost vegetace na plochách byla 18 %. Kameny a skály se na plochách téměř nenacházely. Nejvíce zastoupené podle pokryvnosti z bylin byly ostatní byliny, z nich byly nejčastějšími druhy z rodů *Impatiens spp.* a *Gallium spp.* Nejvíce zastoupenými keři byly podle pokryvnosti bez černý a krušina olšová. Mezi pokryvností vegetace a množstvím obnovy nebyl nalezen žádný vztah.

6 Diskuse

Měřené plochy se nachází převážně v lesních typech kyselých a svěžích dubových bučin, bukových doubrav a bučin. V lokalitách, ve kterých se tyto lesní typy nachází dochází pouze zřídka k poškození porostů větrem. Největším rizikem je poškození lýkožroutem po oslabení porostů suchem (Šimek, 1993; Kulla, 2009).

Cílové hospodářské soubory na plochách v mých datech jsou převážně soubory, kde se nedoporučuje smrk jako hlavní cílová dřevina. Pokud se smrk vyskytuje už v přirozené obnově, je vhodné přistoupit ke kombinované obnově a vnést do porostu ostatní dřeviny uměle. V případě, že se v porostu nevyskytuje dostatek přirozené obnovy, přistupuje se v hospodářském lese zpravidla k celoplošné umělé obnově. Vhodnějším řešením by mohla být kombinovaná obnova, kterou by se vnesly žádané druhy dřevin pouze do míst, ve kterých se nevyskytuje obnova přirozená (Spracklen, 2013; Harmer, 2009).

Množství obnovy na hektar bylo vysoké pouze ve výškové třídě semenáčků, množství obnovy vyšší než 10 cm pak bylo na hektar poměrně nízké. Nízké množství odrostlé obnovy může být způsobeno faktem, že většina porostů před narušením byla hustě zapojená a přirozená obnova neměla šanci na prosazení. Příčinou může být zároveň i nízký věk porostů. Navíc například podle práce Macka a kol. (2017), můžeme předpokládat, že mortalita jedinců obnovy bude velmi vysoká. Množství odrostlé obnovy v porostech bylo nízké i v práci Fischera & Fischera (2019), později se však množství obnovy i z hlediska mortality ukázalo být početně dostatečné. Práce Martiníka a kol. (2014) ukazuje, že množství obnovy na plochách ponechané přirozené sukcesi může být dostatečné, problém může ale nastat s prostorovým rozložením přirozené obnovy a druhovým složením (Macek, 2017; Fischer, 2012; Martiník, 2014).

Druhové složení přirozené obnovy porostu se skládá především z dřevin, které se nacházejí nebo nacházely v mateřském porostu, případně v těsné blízkosti odumírajícího porostu. V mých datech je toto patrné v porovnání *grafu 10*, průměrného množství jedinců obnovy jednotlivých druhů dřevin ve výškových třídách >10 cm, s *grafem 11*, zastoupení živých dřevin ve stromovém patře podle kruhové základny (Bače, 2015; Harmer, 2009).

Ve velkém množství se v obnově nacházel trnovník akát, což může mít negativní důsledek kvůli nežádanému šíření této invazivní dřeviny. V obnově se nacházel i dub červený, který můžeme též považovat za invazivní druh (Řehouňková, 2018; Kuneš, 2019).

Četnost obnovy jednotlivých druhů může být závislá na pokrytí plochy vegetací, či těžebními zbytky. V mých datech se taková závislost neprokázala. V práci Harmera (2009), se však ukazuje, že tuto závislost lze sledovat až když je pokryvnost vegetace větší než 60 %. Takové hodnoty pokryvnost vegetace ve většině mnou zkoumaných porostech nedosahovala. Vzhledem k druhovému složení porostů před odumřením, tedy převážně smrkové monokultury, lze předpokládat, že většina vegetace vznikla až po disturbanci, kdy už se v porostech v mnoha případech mohla vyskytovat přirozená obnova. Neprůkaznost závislosti množství obnovy na nadmořské výšce může souviset s faktem, že nadmořská výška se příliš nemění a pohybuje se v rozmezí přibližně od 280 do 480 metrů nad mořem. (Bače, 2015; Harmer, 2009).

Četnost a vitalita obnovy je závislá na mateřském porostu, na otevření zápoje a kompetici o živiny a vodu. V mých datech jsem testoval závislost množství obnovy na kruhové základně stromů nacházejících se v porostu, byl patrný lehký trend zvyšujícího se množství obnovy s klesající kruhovou základnou, žádná závislost se však mezi množstvím obnovy a kruhovou základnou neprokázala. Může to být způsobeno faktem, že zastínění je na ploše víceméně podobné, bez závislosti na množství suchých stromů, zápoj souší se dá považovat za stoprocentně otevřený (Kulla, 2009).

6.1 Těžba souší

V některých případech se souše nevyplatí těžít, protože kvalita takového dřeva je zpravidla velice nízká a dříví je tedy prodejné pouze za nejnižší částky v nejnižších jakostních třídách. Některé takové dříví může být dokonce nepoužitelné a neprodejné. Proto se v některých případech, například v hůře přístupných porostech, kde by náklady na těžbu mohly převyšovat zisk z prodeje, může mnohem více vyplatit nechat tyto souše v porostu k zetlení a pro tvorbu vhodného

substrátu pro obnovu daného porostu. Napovídá tomu fakt, že nejvyšší zásoba mrtvého hroubí je v porostech nacházejících se více než 700 metrů nad mořem a v porostech, ze kterých je velká přibližovací vzdálenost dříví. Sám vlastník může sledovat, jak mrtvé dřevo ovlivní přirozenou obnovu v porostu (Čada, 2021; Kučera, 2019).

6.2 Ochrana obnovy před okusem

Obnova se dá v oblastech přezvěřených spárkatou zvěří chránit několika způsoby, v České republice se hojně používají oplocenky, které jsou ale velmi nákladné na pořízení a musí se udržovat. Pokud do oplocenky zvěř jednou pronikne, je lepší takovou oplocenku zrušit úplně. Ochranu může zařídit i buřeň, jako například ostružiní, které je pro zvěř neprostupné. Buřeň má na obnovu ale především negativní vliv. Zvěř si hledá potravu raději na otevřených plochách než v porostu (Čermák, 2011; Čermák, 2008; Taeroe, 2019).

Další možností je součinnost lesníka s mysliveckým spolkem a zařízení řádného managementu stavů zvěře a příkrmování. Možností může být i zvolení určitého místa pro vysazení obnovy především pro okus zvěří, aby zvěř další obnovu neničila. Oddělení výkonu práva myslivosti od vlastníka pozemku je však problematické. Zatímco vlastník má zájem o co největší produkci dříví, myslivecké spolky mají zpravidla zájem na vysokých stavech zvěře. Vysoké stavy zvěře jsou pro myslivecké spolky vhodné například pro následný nájemní lov, či prodej zvěřiny a podobně (Čermák, 2008).

6.3 Přírodě blízké hospodaření

Lesy, které budou obnoveny především přirozenou obnovou, budou plnit více funkcí, budou stabilnější a méně náchylné k narušení. To bylo zjištěno i v rámci této práce, kde se ukázalo, že v případě přirozené obnovy jsou v porostu hojně zastoupené pionýrské dřeviny. Druhově a prostorově rozrůzněný les posílí půdoochranné funkce, bude mít pozitivní vliv na klima a na biodiverzitu a bude lépe zadržovat vodu. V některých chráněných oblastech jsou lesy ponechávány samovolnému vývoji. Pro zvýšení stability a biodiverzity hospodářských lesů,

především nižších poloh, by se ale i v těchto lesích mělo přistupovat k managementu například nízkého výmladkového lesa, napodobování přírodních narušení a ponechávání mrtvé biomasy (Thom, 2016; Svoboda, 2005).

Přírodě blízké hospodaření je způsob hospodaření s maximální podporou přírodních procesů, kde jsou cílem věkově, výškově a druhově diferencované lesní porosty, které zajistí lepší ekologickou stabilitu takového porostu. Těžba v takovém porostu se by měla provádět především výběrným způsobem, aby se zachoval koncept věkové a výškové diferenciace. Porosty tímto připravujeme i na změnu klimatu, která úzce souvisí s disturbancemi. Přirozené a přírodě blízké lesy ve srovnání s kulturními porosty mají často vyšší druhovou rozmanitost a jsou stabilnější proti vnějším vlivům poškození (Hanžlová, 2009; Vacek, 2017).

6.3.1 Přirozená obnova jedle v odumírajících smrkových porostech

Jedle má vysoký potenciál se podílet na přirozené obnově, buď v lokalitách, kde se nyní nachází, anebo do budoucna. Její plodnost lze očekávat okolo 30 roku věku, jedlové skupiny plodí téměř každoročně, s velmi produktivními semennými roky v intervalu 4 let. Lze očekávat, že obnova jedle se prosadí především v porostech s pouze slabě narušeným zápojem, tedy má velký potenciál při výběrném hospodaření. Úspěšná obnova se dá očekávat do čtyřiceti metrů od jedlového porostu (Martiník, 2015).

6.4 Legislativa

Z pohledu legislativy jsou zde především dva aspekty, které je nutné vzít v potaz. Je to lesní zákon a dle něho stanovená doba, do které je nutné odlesněnou plochu zalesnit, to jest do dvou let, a tuto obnovu do sedmi let zajistit, aby byla odolná proti zvěři, buření a jiným nepříznivým vlivům, aby porost v této fázi nezahynul a aby v něm bylo dostatečné množství dřevin. Pokud na ploše ale zůstávají souše, nelze tuto plochu klasifikovat jako odlesněnou, to dává přirozené obnově čas navíc. Je ale otázkou, jestli množství tohoto zmlazení bude dostatečné i po kompletním rozpadu porostu na ploše. Dostatečné množství obnovy po kompletním rozpadu

dokladují například práce Fischera & Fischera (2012), nebo práce Bačeho a kol. (2015). Druhým aspektem je nutnost zřídit do takového porostu, kde by lesník chtěl souše ponechat, zákaz vstupu anebo vstup na vlastní nebezpečí. Za újmu, ať už na majetku nebo na zdraví, způsobenou právě například spadlým stromem, je totiž podle občanského zákoníku zodpovědný právě majitel pozemku, na kterém se daný strom nachází. Lesy jsou zároveň, kromě maloplošných chráněných území, nebo části národních parků, veřejně přístupné a je tedy otázkou, do jaké míry je takový zákaz v souladu s legislativou. Krátkodobé zákazy se však v lesích užívají běžně, například při naháňkách pořádaných mysliveckými spolky (Řehouňková, 2018; Parlament České republiky, 1995; Parlament České republiky, 2012).

7 Závěr

V rámci bakalářské práce bylo v nedávno odumřelých porostech kulturních jehličnatých lesů zjištěno, že potenciál přirozené obnovy v odumřelých kulturních lesích je relativně vysoký. Bylo zjištěno zejména vysoké množství semenáčků, u kterých však lze zároveň předpokládat vysokou míru mortality. Naopak množství odrostlé obnovy bylo v odumřelých porostech pro kulturní porost poměrně nízké. V obnově se vyskytoval především smrk, který zároveň dominoval v předchozím porostu. Dále byly nejvíce zastoupené pionýrské druhy dřevin, u kterých nebyla zřejmá souvislost s jejich výskytem v okolí a druhy dřevin, které se nacházeli v blízkosti odumřelého porostu. Nadmořská výška, hustota odumřelého porostu ani pokryvnost vegetace neměli na množství přirozené obnovy prokazatelný vliv. V případě práce s přirozenou obnovou by pro obnovu homogenních kulturních lesů byla důležitá přirozená obnova, která se v porostu začala objevovat až po jeho odumření a bylo by nutné počítat s uplatněním přípravných pionýrských dřevin.

Z mnoha prací vyplývá, že porosty odumírajících lesů se dokážou obnovit samostatně, i když nejsou dostatečné počty odrostlé obnovy přítomny v době narušení. Problémem je, že výsledná druhová skladba, prostorové uspořádání a trvání obnovy porostu nemusí splňovat požadavky vlastníka lesa či legislativy. Ke každému případu je nutno přistupovat individuálně. Vhodná by byla změna legislativy, která by takový přístup umožňovala.

8 Seznam literatury a použitých zdrojů

1. BAČE, Radek, Miroslav SVOBODA, Pavel JANDA et al., 2015. Legacy of Pre-Disturbance Spatial Pattern Determines Early Structural Diversity following Severe Disturbance in Montane Spruce Forests. *PLOS ONE*. **10**(9). ISSN 1932-6203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0139214
2. ČADA, Vojtěch, Radek BAČE, Jan HOFMEISTER a Miroslav SVOBODA, 2021. Kalamita, krize klimatu a biodiverzity: Změní se přístup státních lesů?. *Lesnická práce*. **100**(4), 20-21. ISSN 0322-9254.
3. ČADA, Vojtěch, Robert C. MORRISSEY, Zuzana MICHALOVÁ, Radek BAČE, Pavel JANDA a Miroslav SVOBODA, 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*. (363), 169-178. Dostupné z: doi:doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.023
4. ČERMÁK, Petr, 2008. Vliv zvěře na stav a vývoj lesních ekosystémů. In: *Ochrana přírody* [online]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR [cit. 2023-03-05]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/vliv-zvere-na-stav-a-vyvoj-lesnich-ekosystemu/>
5. ČERMÁK, Petr, 2011. Vliv ošetření proti buření na růst dřevin a výši poškození okusem. *Lesnická práce*. **90**(10), 14-15.
6. FISCHER, Anton a Hagen FISCHER, 2012. Individual-based analysis of tree establishment and forest stand development within 25 years after wind throw. *European Journal of Forest Research*. **131**(2), 493-501. ISSN 1612-4669. Dostupné z: doi:10.1007/s10342-011-0524-2
7. FÖLDI, László a Rajmund KUTI, 2016. Characteristics of Forest Fires and their Impact on the Environment. *Academic and Applied Research in Military and Public Management Science* [online]. **15**(1), 5-17 [cit. 2023-02-22]. ISSN 2786-0744. Dostupné z: doi:10.32565/aarms.2016.1.1
8. FRANCL, Roman, 2007. Lesní požáry v České republice z pohledu hasičů. *Lesnická práce*. **86**(8), 16-18.

9. FRELICH, Lee E., 2009. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests* [online]. Cambridge University Press [cit. 2023-02-18]. ISBN 9780511542046. Dostupné z: <https://www.cambridge.org/core/books/forest-dynamics-and-disturbance-regimes/5B05FEC0B200BD1B29419F319D5E3ADE>
10. GROMTSEV, Andrei, 2002. Natural Disturbance Dynamics in the Boreal Forests of European Russia: a Review. *Silva Fennica*. **36**(1), 41-55.
11. HANSEN, Karin a Mikael MALMAEUS, 2016. Ecosystem services in Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*. **31**(6), 626-640. ISSN 0282-7581. Dostupné z: doi:10.1080/02827581.2016.1164888
12. HANŽLOVÁ, Barbora, Jaroslav BLÁHA a Milan KOŠULIČ ML., 2009. Přírodě blízké hospodaření: přínos pro les i pro rozpočet. In: *Hnutí Duha* [online]. Brno: Hnutí Duha [cit. 2023-03-27]. Dostupné z: <https://hnutiduha.cz/publikace/prirode-blizke-hospodareni-prinos-pro-les-i-pro-rozpocet>
13. HARMER, Ralph a Geoff MORGAN, 2009. Storm damage and the conversion of conifer plantations to native broadleaved woodland. *Forest Ecology and Management*. **258**(5), 879-886. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2009.03.023
14. HAVIRA, Miroslav a Vojtěch ČADA, 2018. Lýkožrout smrkový v horských smrčínách – hrozba, nebo příležitost?. *Výzkum a dokumentace*. **2018**(2), 30-33.
15. HOLUŠA, Jaroslav, 2018. Lesní požáry v České republice - definice a rozdělení: review. *Zprávy lesnického výzkumu: vědecký recenzovaný časopis*. Praha - Zbraslav nad Vltavou: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, **63**(2), 102-111. ISSN 0322-9688.
16. JAKUŠ, Rastislav, Jaroslav HOLUŠA, Miroslav BLAŽENEC et al., 2015. *Principy ochrany dospělých smrkových porostů před podkorním hmyzem*. Vydání: první. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 978-80-213-2605-7.

17. JYLHÄ, Paula a Jyrki HYTÖNEN, 2006. Effect of vegetation control on the survival and growth of Scots pine and Norway spruce planted on former agricultural land. *Canadian Journal of Forest Research*. **36**(10), 2400-2411. ISSN 0045-5067. Dostupné z: doi:10.1139/x06-053
18. KANE, Jeffrey, 2022. "forest fire". *Encyclopedia Britannica* [online]. [cit. 2023-02-17]. Dostupné z: <https://www.britannica.com/science/forest-fire>
19. KJUČKOV, Petr a Radek BAČE, 2021. Ekologické lesnictví – vhodná cesta k rozmanitému lesu. In: FANTA, Josef a Petr PETŘÍK. *Jiné klima - jiný les*. První. Praha: Academia, s. 97-103. ISBN 978-80-200-3300-0.
20. KOŠULIČ, Milan, 2009. Disturbance neboli narušení. In: *Přírodě blízke lesnictví: Alternativní internetový lesnický časopis* [online]. Břeclav: Milan Košulič [cit. 2023-02-17]. Dostupné z: <http://prirozenelesy.cz/node/26>
21. KUČERA, Miloš a Radim ADOLT, ed., 2019. *Národní inventarizace lesů v České republice – výsledky druhého cyklu 2011–2015* [online]. První. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem [cit. 2023-02-27]. ISBN 978-80-88184-24-9. Dostupné z: https://nil.uhul.cz/downloads/2019_kniha_nil2_web.pdf
22. KULLA, L., J. MERGANIČ a R. MARUŠÁK, 2009. Analysis of natural regeneration in declining spruce forests on the Slovak part of the Beskydy Mts. *Beskydy*. **2**(1), 51-62. ISSN 1803-2451.
23. KUNEŠ, Ivan, 2019. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a jeho role ve středoevropském a českém prostoru: review: Black locust (*Robinia pseudoacacia*) and its role in central europe and Czech republic: review. *Zprávy lesnického výzkumu: vědecký recenzovaný časopis*. Praha - Zbraslav nad Vltavou: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, **64**(4), 181-190. ISSN 0322-9688.
24. KUROVCOVEINFO.CZ. Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*): Lesnický význam a rozšíření. In: *Kurovcoveinfo.cz* [online]. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://www.kurovcoveinfo.cz/lykozrout>

25. LEATHER, S.R., K.R. DAY a A.N. SALISBURY, 1999. The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae). *Bulletin of Entomological Research* [online]. **89**(1), 3-16 [cit. 2023-02-27]. ISSN 0007-4853. Dostupné z: doi:10.1017/S0007485399000024
26. MACEK, Martin, Jan WILD, Martin KOPECKÝ et al., 2017. Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. *Ecological Applications*. **27**(1), 156-167. ISSN 10510761. Dostupné z: doi:10.1002/eap.1429
27. MARTINÍK, A., L. DOBROVOLNÝ a V. HURT, 2014. Comparison of different forest regeneration methods after windthrow. *Journal of Forest Science*. **60**(5), 190-197. ISSN 12124834. Dostupné z: doi:10.17221/66/2013-JFS
28. MARTINÍK, Antonín a David DUŠEK, 2015. POTENCIÁL MLADŠÍCH JEDLOVÝCH POROSTŮ (*ABIES ALBA* MILL.) K PŘIROZENÉ OBNOVĚ POD CHŘADNOUCÍM SMRKEM NA SEVERNÍ MORAVĚ. *Zprávy lesnického výzkumu*. **60**(4), 267-273.
29. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 1996. Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se stanoví podrobnosti o opatřeních k ochraně lesa a vzor služebního odznaku a vzor průkazu lesní stráže. *Vyhláška*. Praha: Ministerstvo Zemědělství.
30. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2008. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky 2007*. Praha: Ministerstvo zemědělství v nakladatelství Lesnická práce.
31. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2022. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství [cit. 2023-02-24]. ISBN 978-80-7434-669-9. Dostupné z:
https://eagri.cz/public/web/file/715438/Zprava_o_stavu_lesa_2021_web.pdf
32. NĚMEČEK, Jan a Michal HŘIB, ed., Daniel CVRK, 2009. *Lesy v České republice*. Praha: Consult Praha. ISBN 80-903482-5-4.

33. NIKOLOV, Christo, Bohdan KONÔPKA, Matúš KAJBA, Juraj GALKO, Andrej KUNCA a Libor JANSKÝ, 2014. Post-disaster Forest Management and Bark Beetle Outbreak in Tatra National Park, Slovakia. *Mountain Research and Development*. **34**(4), 326-335. ISSN 0276-4741. Dostupné z: doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00017.1
34. PARLAMENT ČESKÉ REPUBLIKY, 1995. *Zákon č. 289/1995 Sb.: Zákon o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon)*. In: . Praha.
35. PARLAMENT ČESKÉ REPUBLIKY, 2012. *Zákon č. 89/2012 Sb.: Zákon občanský zákoník*. In: . Praha.
36. PODRÁZSKÝ, Vilém, 2005. Vliv odlesnění a hynutí lesa na pedobiologické aktivity lesní půdy na lokalitě Studená hora. In: NEUHÖFEROVÁ, Pavla. *Sledování dynamiky obnovy lesa v oblasti postižené kůrovcem v Národním parku Šumava: sborník referátů k VaV 620/8/03 : Praha, 25. října 2005*. První. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, Katedra pěstování lesů ve spolupráci s nakl. Lesnická práce, s. 25-32. ISBN 80-213-1410-9.
37. PODRÁZSKÝ, Vilém, 2014. *Základy ekologie lesa*. První. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 978-80-213-2515-9.
38. PRACH, Karel, Magda JONÁŠOVÁ a Miroslav SVOBODA, 2009. Ekologie obnovy narušených míst V.: Obnova lesních ekosystémů. *Živa*. **2009**(5), 212-215.
39. RYCHTECKÁ, Petra a Naděžda URBAŇCOVÁ, 2008a. Škodliví činitelé lesa v letech 1996–2006 – I. část - Abiotičtí a antropogenní činitelé. *Lesnická práce*. **87**(6), 14-15.
40. RYCHTECKÁ, Petra a Naděžda URBAŇCOVÁ, 2008b. Škodliví činitelé lesa v letech 1996–2006 – II. část - Biotičtí činitelé. *Lesnická práce*. **87**(7), 26-27.
41. ŘEHOUNKOVÁ, Klára, Kamila LENCOVÁ a Karel PRACH, 2018. Spontaneous establishment of woodland during succession in a variety of central European disturbed sites. *Ecological Engineering* [online]. **111**, 94-99

[cit. 2023-03-21]. ISSN 09258574. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoleng.2017.11.016

42. SENF, Cornelius a Rupert SEIDL, 2021. Storm and fire disturbances in Europe: Distribution and trends. *Global Change Biology*. **27**(15), 3605-3619. ISSN 1354-1013. Dostupné z: doi:10.1111/gcb.15679
43. SKUHRAVÝ, Václav, 2002. *Lýkožrout smrkový Ips typographus (L.) a jeho kalamity*. Praha: Agrospoj. ISBN 80-7084-238-5.
44. SOUČEK, Jiří, 2021. POTENCIÁL PŘIROZENÉ OBNOVY PIONÝRSKÝCH DRUHŮ DŘEVIN – REVIEW. *Zprávy lesnického výzkumu*. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., VS Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, Czech Republic, **20213**(66), 188-196.
45. SOUSA, Wayne, 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **15**(15), 353-391. ISSN 00664162.
46. SPIECKER, Heinrich, Jörg HANSEN, Emil KLIMO, Jens SKOVSGAARD, Hubert STERBA a Konstantin VON TEUFFEL, ed., 2004. *Norway Spruce Conversion: Options and Consequences*. Brill Leiden-Boston. ISBN 9004137289. ISSN 1238-8785.
47. SPLECHTNA, Bernhard a Georg GRATZER, 2005. Natural disturbances in Central European forests: Approaches and preliminary results from Rothwald, Austria. *Forest Snow and Landscape Research*. **79**(1), 57-67.
48. SPRACKLEN, B.D., J.V. LANE, D.V. SPRACKLEN, N. WILLIAMS a W.E. KUNIN, 2013. Regeneration of native broadleaved species on clearfelled conifer plantations in upland Britain. *Forest Ecology and Management* [online]. **310**, 204-212 [cit. 2023-03-06]. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2013.08.001
49. SVOBODA, Miroslav, ed., 2005. Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezna. In: NEUHÖFEROVÁ, Pavla. *Sledování dynamiky obnovy lesa v oblasti postižené kůrovcem v Národním parku Šumava: sborník referátů k VaV 620/8/03 : Praha, 25. října 2005*. První. Praha: Česká zemědělská univerzita v

- Praze, Fakulta lesnická a environmentální, Katedra pěstování lesů ve spolupráci s nakl. Lesnická práce, s. 57-68. ISBN 80-213-1410-9.
50. ŠAMONIL, Pavel, 2018. Rok českých pralesů V.: Divoké půdy pod divokými stromy. *Živa. Academia*, **2018**(6), 310-314.
51. ŠIMEK, Jaroslav, 1993. *Přirozená obnova smrku*. 2. vyd. Tábor: Frank. ISBN 80-7084-056-0.
52. ŠINDELÁŘ, Jiří, 2004. Přirozená obnova borovice lesní. *Lesnická práce: časopis pro lesnickou vědu a praxi*. Lesnická práce: Kostelec nad Černými lesy, **83**(8), 25-27. ISSN 0322-9254.
53. ŠPULÁK, Ondřej a Dušan KACÁLEK, 2017. Vliv buku na vlastnosti nadložního humusu a svrchní půdy smrkového porostu na stanovišti kyselé smrkové bučiny. *Zprávy lesnického výzkumu: vědecký recenzovaný časopis*. Praha - Zbraslav nad Vltavou: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, **62**(4), 253-261. ISSN 0322-9688.
54. ŠTÍCHA, Václav, Karel MATĚJKA, Lukáš BÍLEK a Stanislav VACEK, 2013. OBNOVA SMRKOVÉHO LESA PO GRADACI LÝKOŽROUTA V NÁRODNÍM PARKU ŠUMAVA. *Zprávy lesnického výzkumu*. **58**(2), 131-137.
55. TAEROE, Anders, Johannes H.C. DE KONING, Magnus LÖF, Anne TOLVANEN, Lárus HEIÐARSSON a Karsten RAULUND-RASMUSSEN, 2019. Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest Ecology and Management* [online]. (446), 304-316 [cit. 2023-03-30]. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2019.03.048
56. THOM, Dominik a Rupert SEIDL, 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*. **91**(3), 760-781. ISSN 1464-7931. Dostupné z: doi:10.1111/brv.12193
57. TIEBEL, Katharina, Franka HUTH, Nico FRISCHBIER a Sven WAGNER, 2020. Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch (*Betula pendula* Roth) through limitations in fructification and seed

- dispersal. *European Journal of Forest Research* [online]. **139**(5), 731-745 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1612-4669. Dostupné z: doi:10.1007/s10342-020-01281-9
58. ÚHUL, 2000. *Oblastní plán rozvoje lesů - lesní oblast č. 08 - Křivoklátsko a Český kras*. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem.
59. ÚHUL, 2000. *Oblastní plán rozvoje lesů - lesní oblast č.16 - Českomoravská vrchovina*. Brno: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brno.
60. ÚHUL, 2001. *Oblastní plán rozvoje lesů - lesní oblast č.07 - Brdská vrchovina*. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem.
61. ÚHUL, 2001. *Oblastní plán rozvoje lesů - lesní oblast č.10 - Středočeská pahorkatina*. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem.
62. VACEK, Stanislav, Jiří REMEŠ, Lukáš BÍLEK, Vilém PODRÁZSKÝ, Zdeněk VACEK, Igor ŠTEFANČÍK a Martin BALÁŠ, 2015. *Pěstování přírodě blízkých lesů*. Vydání: první. V Praze: Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská. ISBN 978-80-213-2596-8.
63. VACEK, Zdeněk, 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in NatureReserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*. **63**(1), 23-34. Dostupné z: doi:10.1515/forj-2017-0006
64. VÉLE, Adam, 2019. *VLIV RŮZNÝCH TYPŮ NARUŠENÍ LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ NA HMYZ*. Praha. Dizertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.
65. WILLOUGHBY, I., 2003. The effect of pre-emergent herbicides on germination and early growth of broadleaved species used for direct seeding. *Forestry*. **76**(1), 83-94. ISSN 0015-752X. Dostupné z: doi:10.1093/forestry/76.1.83
66. *Zpravodaj ochrany lesa: přehled výskytu lesních škodlivých činitelů v roce 2020 a jejich očekávaný stav v roce 2021*, 2021. Praha-Zbraslav: Útvar ochrany

lesa VÚLHM Jíloviště - Strnady. ISBN isbn978-80-7417-212-0. ISSN 1211-9350.

9 Seznam použitých zkratek a symbolů

9.1 Zkratky názvů dřevin

BK buk lesní

TP topol

TOS topol osika

BR bříza

DB dub letní

DBC dub červený

DBZ dub zimní

JR jeřáb

MD modřín

JD jedle bělokorá

BO borovice

SM smrk ztepilý

VBJ vrba jíva

JVM javor mléč

JVK javor klen

TA trnovník akát

HB habr obecný

JL jilm

OL olše

LP lípa

JS jasan

10 Seznam grafů

Graf 1. Podíl nahodilých těžeb na celkové výši těžeb v ČR od roku 1990 do roku 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).....	17
Graf 2. Evidovaný objem smrkového kůrovcového dříví od roku 1990 do roku 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021).....	24
Graf 3. Plocha obnoveného lesa mezi roky 2000-2021 a druhy obnovy (Ministerstvo zemědělství, 2022).....	32
Graf 4. Hektarový objem a podíl jednotlivých forem mrtvého dřeva podle kategorie lesa, období NIL2 (2011–2015) (Kučera, 2019).....	38
Graf 5. Hektarová zásoba souší podle druhu vlastnictví, období NIL2 (2011–2015) (Kučera, 2019).....	39
Graf 6. Druhové složení lesů z celkové plochy porostní půdy (Ministerstvo zemědělství, 2022)	42
Graf 7. Odumření porostů	49
Graf 8. Podíl vlastníků porostů na měřených plochách	49
Graf 9. Průměrné množství obnovy přepočtené na hektar ve výškových třídách na hektar zjištěné na plochách o velikosti 500, respektive 25 m ²	50
Graf 10. Průměrné množství jedinců obnovy jednotlivých druhů dřevin ve výškových třídách >10 cm přepočtené na hektar (zkratky dřevin, viz strana 62). 51	
Graf 11. Zastoupení živých dřevin ve stromovém patře podle kruhové základny 52	
Graf 12. Závislost množství obnovy na hektar na nadmořské výšce.....	53
Graf 13. Závislost množství obnovy na hektar na kruhové základně všech stromů	54

11 Seznam obrázků

Obr. 1. Evidovaný objem smrkového václavkového dříví v roce 2020 (Zpravodaj ochrany lesa, 2021)	22
---	----

12 Seznam tabulek

Tabulka 1. Lokalizace ploch (souřadnice jsou uvedeny v souřadnicovém systému WGS 84)	46
--	----